INDICE GENERALE

Elenco dei partecipanti al XXXVI Congresso SIBM

PARTE PRIMA

Lezione magistrale di inaugurazione

GHIRARDELLI E. - La storia della biologia marina a Trieste..... 1

TEMA 1 – *Serie storiche in ambiente marino*

Relazione introduttiva

BERGAMASCO A. - Difficoltà e potenzialità nella corretta osservazione-interpretazione delle informazioni contenute nelle serie temporali climatiche..... 11

Comunicazioni

ABELLA A., RIA M., RUSTIGHI C., CECCHI E., SERENA F. – Time series analysis of commercial landings of five species in the port of Viareggio..... 19

BELLAN G., BELLAN-SANTINI D., MARINOPOULOS J. - Quarante ans de suivis dans une zone perturbée: enseignements et propositions..... 30

BUIA M.C., FLAGELLA S., GRAVINA T., PEREZZANI A., BARBERA B., LORENTI M. – Risposte a lungo termine a variazioni ambientali in *Posidonia oceanica*..... 39

CAMATTI E., COMASCHI A., COPPOLA J., MILANI L., MINOCCI M., SOCAL G. - Analisi dei popolamenti zooplanctonici nella laguna di Venezia dal 1975 al 2004 46

CONGESTRI R., SANGIORGI V., BIANCO I., CAPUCCI E., ALBERTANO P. - Il fitoplancton delle coste laziali dal 1997 a oggi: struttura della comunità, *taxa* dominanti e specie tossiche..... 54

CUMMAUDO F., PASTRES R., CURIEL D., SFRISO A. - Modellazione delle variazioni annuali della biomassa di fanerogame marine nella Laguna di Venezia..... 61

FANELLI G., PORTACCI G., BOERO F. - La variabilità del benthos di Porto Cesareo (LE) (Mar Ionio) attraverso l'analisi delle serie storiche (1989-2004) 71

GRANZOTTO A., LIBRALATO S., RAICEVICH S., GIOVANARDI O., PRANOVI F. - Analisi dello stato delle risorse alieutiche dell'alto Adriatico mediante le serie storiche di sbarcato 78

LIGAS A., BAINO R., BARONE M., BELCARI P., CARPENTIERI P., CRISCOLI A., MANNINI A., RELINI G., VIVA C. – Analysis of trawl survey time series from the Ligurian and Tyrrhenian Seas 87

MANFREDI C., CIAVAGLIA E., DI SILVERIO M.C., MANFRIN G. - Aspetti biologici e distribuzione del genere *Pagellus* in alto e medio Adriatico: analisi di serie storiche dal 1982 al 2004 96

MAZZIOTTI C., FERRARI C.R., MONTANARI G., BENZI M., SILVESTRI C., RINALDI A. - Tendenza evolutiva del fenomeno eutrofico nelle acque costiere emiliano-romagnole: 1982-2004 105

MUNARI C., ROSSI R., MISTRI M. - Il macrobenthos delle Valli di Comacchio: analisi di serie temporali e ipotesi sulla resistenza della comunità 114

NICOLETTI L., LA VALLE P., LATTANZI L., ARDIZZONE G.D. - Il popolamento zoobentonico dei laghi Pontini: 1983-2000 124

PALANDRI G., BECCORNIA E., RELINI M., RELINI G. - Sedici anni di osservazioni sui pesci della barriera artificiale di Loano 132

PAOLI A., DEL NEGRO P. - Abbondanze batteriche nelle acque del Golfo di Trieste dal 1993 al 2004 141

POTOSCHI A., BATTAGLIA P., RINELLI P., PERDICHIZZI F., MANGANARO A., GRECO S. - Variazione dei rendimenti con rete a strascico in un'area a parziale protezione nel Golfo di Patti (Sicilia settentrionale) in 20 anni di monitoraggio 149

SANTOJANNI A., CINGOLANI N., ARNERI E., BELARDINELLI A., GIANNETTI G., COLELLA S., DONATO F., RUSSO A. - Recruitment of sardine (*Sardina pilchardus* Walbaum, 1792) in the Adriatic Sea and environmental factors 158

SARTOR P., ABELLA A., DE RANIERI S., LIGAS A., MANCUSI C., REALE B., RIA M. – Comparison of time series of landings per unit effort of commercial species exploited by two trawl fleets in Tuscany 167

SOCAL G., ACRI F., BERNARDI AUBRY F., BERTON A., BIANCHI F., CAPUZZO E., COPPOLA J., FACCA C., SFRISO A. - Analisi dei popolamenti fitoplanctonici nella laguna di Venezia dal 1977 al 2004 178

TAMBERLICH F., CELIO M., BUSSANI A., COMICI C., VOLTOLINA F., BURBA N. - Analisi della distribuzione temporale di carbonio organico e azoto in fase particellata in acque influenzate da input fluviale 185

VENERI D., BIANCHI F. - Serie temporali in Adriatico settentrionale: variazioni della clorofilla *a* dal 1986 al 2000..... 192

Poster

ADDIS P., DEAN J.M., SABATINI A., CUCCU D. - Catture di *Thunnus thynnus* nelle tonnare della Sardegna meridionale nel periodo 1991-2004..... 197

AGUZZI L., MONFRINOTTI M., SCARDI M., CASTELLI S., RAVIZZA P., FRESI E. - Il popolamento mesozooplanctonico nel monitoraggio delle coste laziali: comparazione di serie storiche 202

BARONE M., MANCUSI C., SERENA F. - Analisi della serie storica e previsione dello sbarcato di *Raja asterias* Delaroche, 1809 mediante un modello ARIMA..... 206

CIAVAGLIA E., MANFREDI C., DI SILVERIO M.C., PICCINETTI C. - Serie storiche e biologia di *Trisopterus minutus capelanus* (Lacepede, 1800) in alto e medio Adriatico..... 210

CIAVATTA S., PASTRES R., BADETTI C., FERRARI G. - Analisi modellistica on-line di serie storiche multivariate di parametri di qualità dell'acqua..... 215

COLLOCA F., MAIORANO L., CARPENTIERI P., BAINO R., MANNINI A., SARTOR P., BELLUSCIO A., CORSI F., ARDIZZONE G.D. - Hake abundance and nurseries in the Tyrrhenian Sea (GSA 9): from 1985 to 2003..... 219

COSSARINI G., SOLIDORO C., MELAKU CANU D. - Effetti del regime delle piogge, dell'irraggiamento e degli scambi mareali sulla variabilità spaziale, stagionale ed interannuale dei parametri di qualità dell'acqua in laguna di Venezia 223

DI FESTA T., FANELLI G., PORTACCI G., BOERO F. - Competizione e successione nell'endobenthos: un esempio di studio a lungo termine a Porto Cesareo (Mar Ionio)..... 228

RUSSO S., FERRARI C.R., GIOVANARDI F., MONTANARI G., RINALDI A. - Analisi serie storiche di parametri idrologici in acque marino-costiere: metodologie di validazione e rappresentazione dei dati .. 231

FORNASARO D., STRAMI F., CABRINI M. - Fitoplancton in declino nel Golfo di Trieste?..... 234

FROGLIA C., GRAMITTO M.E., ANTOLINI B. - La raccolta dei mitili sui banchi naturali del Conero (Compartimento Marittimo di Ancona, Adriatico) 238

GIACOMINI M., ALABISO G. – Temperature study in the Mar Piccolo of Taranto (Italy, Mediterranean Sea)..... 242

GIORDANO D., BUSALACCHI B., CONSOLI P., PERDICHIZZI A., RINELLI P., GRECO S. – Analisi dei trend di abbondanza di alcune specie di crostacei di importanza commerciale nel Tirreno meridionale ... 246

GRANZOTTO A., FIORENTINO F., GAROFALO G., GRISTINA M., SINACORI G. - Un approccio trofico allo studio della comunità dei pesci demersali dello Stretto di Sicilia nell'analisi della serie temporale 1994-2004..... 250

GRISTINA M., FIORENTINO F., GAROFALO G., GRANZOTTO A., RAGONESE S. - Trend temporale nella comunità demersale di piattaforma e di scarpata nello Stretto di Sicilia (1994-2004)..... 253

MERCURIO M., LONGO C., CORRIERO G. - Modificazioni della fauna a poriferi nell'insenatura della Strea di Porto Cesareo (Mar Ionio) 257

POMPEI M., CANGINI M., MAGNANI F., MILANDRI A., PIGOZZI S., POLETTI R., RICCARDI E., BONI L. - Microalghe tossiche o potenzialmente tali lungo la costa emiliano romagnola: evoluzione in 30 anni di osservazioni..... 261

PORTACCI G., FANELLI G., DI FESTA T., BOERO F. - Il monitoraggio del benthos di Porto Cesareo (LE) (Mar Ionio): autoecologia e dinamica di popolazioni epibentoniche 265

RINELLI P., GIORDANO D., BUSALACCHI B., PERDICHIZZI F., ROMEO T., MODICA L., GRECO S. - Trend di abbondanza di specie demersali nel Tirreno meridionale: nasello, triglia di fango, potassolo e mostella 268

SANAVIO G., LIONELLO M., SOCCORSO C., VAZZOLER M. - Macrobenthos di sabbie fini superficiali lungo il litorale veneto: analisi preliminari di campioni invernali (2003-2005)..... 271

TOMASELLO A., DI MAIDA G., PIRROTTA M., ORESTANO C., CALVO S. - Sincronizzazione spaziale di serie storiche di crescita in *Posidonia oceanica* (L.) Delile 275

Tema 2 - *Impatto della maricoltura sulla fascia costiera*

Comunicazioni

BRAMBILLA F., LALUMERA G., CECCUZZI P., CROSA G., ROSSETTI C., TEROVA G., SAROGLIA M. - Incidenze dell'acquacoltura costiera sulla qualità delle acque salmastre..... 278

BRIGOLIN D., PASTRES R., PRANOVI F., PRIOLI G., CORNELLO M., BOSCOLO R., GIANI M., GIOVANARDI O. - Sviluppo sostenibile della mitilicoltura lungo la fascia costiera adriatica: rassegna di studi e modelli per la valutazione di impatto ambientale 288

CARUSO G., GENOVESE L., MODICA A., SCILIPOTI D., LA TORRE R. - Parametri microbici quali indicatori dell'impatto di attività di maricoltura sull'ambiente marino 294

FOCARDI S., CORSI I., IACOCCA A., BUZZI M., MICCOLI M. - New species in the bioremediation of sea farming impact: drug tolerance and detoxification capabilities towards xenobiotics 305

PORRELLO S., LENZI M., PERSIA E., DE PIRRO M., GENNARO P., MERCATALI I. - Nutrient balance in a phytotreatment system of land-based fish-farm wastewater 310

Poster

MANNINO A.M., DI FAZIO G., SARÀ G. - Algal assemblage response to fish-farm biodeposition in southern Tyrrhenian (Gulf of Castellammare, Sicily): preliminary data 320

ZENONE A., BUFFA G., D'ANNA G., LO MARTIRE M., MARTINO G., SARÀ G. – Messa a punto di impianti di mitilicoltura in una ipotesi di riduzione del carico organico da maricoltura 323

TEMA 3 - *Tutela e valorizzazione degli ecosistemi marini: approcci scientifici e gestionali*

Comunicazioni

BAROLI M., DE FALCO G., ANTONINI C., COPPA S., FACHERIS C. - Analisi della distribuzione e struttura della popolazione di *Paracentrotus lividus* finalizzata alla gestione della pesca del riccio di mare nell'Area Marina Protetta Penisola del Sinis - Isola di Mal di Ventre (Sardegna occidentale) 326

BEVILACQUA S., TERLIZZI A., FRASCHETTI S., RUSSO G.F. - Effect of protection on recovery trajectories of hard substrate sessile assemblages..... 334

CICCOLELLA A., BELLO G. - Lo studio delle tanatomalacocenosi per la definizione della malacodiversità nelle Aree Marine Protette 341

D'AMBROSIO P., TERLIZZI A., BUSSOTTI S., MICHELI F., FRASCHETTI S. - Utilizzo di metodi quantitativi per la pianificazione di un network di Aree Marine Protette..... 348

DEIDUN A., SCHEMBRI P.J. – Composition of the nocturnal motile fauna from the upper infralittoral fringe of sandy beaches in the Maltese Islands: are there any implications for conservation? 355

FRASCHETTI S., TERLIZZI A., CECCHERELLI G., ADDIS P., MURENU M., CHEMELLO R., MILAZZO M., SPANÒ N., DE DOMENICO F., MANGIALAJO L., RUSSO G.F., DI STEFANO F., CATTANEO-VIETTI R. - Quantificazione degli effetti della protezione sul benthos di substrato duro: risultati di un esperimento condotto in 15 Aree Marine Protette (AMP) italiane 364

GUIDETTI P., BUSSOTTI S., VIVA C., CICCOLELLA A. - Protection of fish diversity and target species: the case study of the Torre Guaceto Marine Protected Area 373

LASAGNA R., MONTEFALCONE M., BIANCHI C.N., MORRI C., ALBERTELLI G. - Approccio macrostrutturale alla valutazione dello stato di salute di una prateria di *Posidonia oceanica* 379

LIBRALATO S., TEMPESTA M., SOLIDORO C., SPOTO M. - Un modello di ecosistema applicato alla Riserva Naturale Marina di Miramare: limiti, vantaggi e prospettive 386

MERSON E., MERSON B., ODORICO R., FALACE A., ALTOBELLI A. - Approccio alla valutazione del territorio costiero mediante l'utilizzo di indicatori del valore naturalistico 396

MISTRI M., MUNARI C., ROSSI R., OCCHIPINTI AMBROGI A., MARCHINI A. – *FINE* (Fuzzy INdex of Ecosystem integrity): introduzione ad un nuovo indice per la valutazione dell'integrità degli ecosistemi di transizione 406

PITITTO F., TORCHIA G., CATALANO D., GRECO R., PELUSI P. - Cartografia biocenotica di dettaglio delle "zone A" di un'Area Marina Protetta mediante strumenti tecnologicamente avanzati 413

SCARPATO A., GIORDANO P., CALABRETTA E., ROMANELLI G., AMICI M., AMATO E., CICERO A.M. - Sviluppo di una rete di sorveglianza della qualità delle acque marino-costiere del Mediterraneo nord occidentale attraverso l'uso di bioindicatori (*mussel watch* attivo): approccio metodologico e risultati preliminari delle indagini svolte lungo le coste liguri e toscane 423

SFRISO A., FACCA C., GHETTI P.F. – Utilizzo delle macroalghe e di variabili ecologiche per la valutazione della qualità ambientale degli ambienti marini di transizione 434

TUNESI L., AGNESI S., CLÒ S., DI NORA T., MO G. – La vulnerabilità delle specie protette ai fini della conservazione 446

ZUPO V. - Decapod and algal associations from "Banco di Santa Croce" (a protected area in tha Bay of Naples): a key pathway in local food webs 456

Poster

COLL M., SANTOJANNI A., ARNERI E., PALOMERA I. - An ecosystem model of the Northern and Central Adriatic Sea: analysis of ecosystem structure and fishing impacts 467

GUIDETTI P., BUSSOTTI S., MOLINARI A., TUNESI L., CATTANEO-VIETTI R. - Popolamenti ittici costieri ed Aree Marine Protette: chiavi di lettura dei risultati rilevati in 5 AMP italiane 472

LEONARDI M., AZZARO F., GIACOBBE S., GRASSO V., MUSCOLINO A. - La Riserva Naturale Orientata "Laghetti di Marinello" (Tindari, Messina): monitoraggio, ricerca, gestione integrata 476

MURENU M., ORTU A., CORRIAS S., SABA T., PORCU C., CAU A. - Mappatura delle biocenosi bentoniche nella zona "A" dell'Area Marina Protetta di Capo Carbonara (Sardegna sud-orientale).. 481

PICCIULIN M., PANGARO E., VERGINELLA L., COSTANTINI M., SPOTO M., FERRERO E.A. - Andamento delle deposizioni coloniali di *Chromis chromis* (Linneo, 1758) (Pomacentridae) presso la WWF - Riserva Naturale Marina di Miramare (1998-1999 *vs*. 2002-2003) 485

Comitato Acquicoltura

Poster

CARBONARA P., SCOLAMACCHIA M., SPEDICATO M.T., LEMBO G., ZUPA W., McKINLEY R.S. - Swimming performance as a well-being indicator of reared sea-bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). Preliminary results..... 488

CARUSO G., GAI F., PALMEGIANO G.B., DE PASQUALE F., COSTANZO M.T., GENOVESE L. - Effetto dell'inclusione di concentrato proteico di riso nella dieta sull'attività proteasica digestiva di *Pagellus bogaraveo* ed *Oncorhynchus mykiss* 492

CHESSA L.A., PAIS A., RUIU A., SERRA S. - Accrescimento in *long-line* di *Mytilus galloprovincialis* Lmk. nello Stagno di Calich (Sardegna nord-occidentale) 496

FABBRO C., CREVATIN E., DEL NEGRO P. - Molluschicoltura in acque costiere e sviluppo di *Vibrio* sp. 500

FIGUS V., D'AMICO V., LODDO S.L., SIDDU N.L., CANESTRI TROTTI G. - Biodiversità elmintica in *Spicara* spp. (Pisces: Centracanthidae) delle coste meridionali della Sardegna, Italia..... 504

GEORGALAS V., MALAVASI S., FRANZOI P., TORRICELLI P. - Analisi della velocità di nuoto in larve di spigola allevate nei grandi volumi: effetto dell'ontogenesi e della densità di prede 507

GUARNIERO I., BONALDO A., GATTA P.P., MORDENTI O., TRENTINI M. - Identificazione genetica di uno stock di avannotti di sogliola destinati all'allevamento..... 510

MANCUSO M., MARICCHIOLO G., ZACCONE R. - Determinazione rapida di *Vibrio* spp. durante lo sviluppo larvale di *Penaeus kerathurus* (Forskäll, 1775) in microcosmo..... 514

MANUZZI M.P., VENTRELLA V., BORGATTI A.R., PIRINI M. - Effetto di diete microalgali e di farina di germe di grano sugli acidi grassi di *Tapes philippinarum*..... 518

MARICCHIOLO G., GARAFFO M., MICALE V., GENOVESE L. - Anestesia e risposta allo stress indotto in *Pagellus bogaraveo*. Confronto tra MS-222 e olio di garofano..... 522

MASULLO P., IEROPOLI S., DO ESPIRITO SANTO M., RATTO A., PERRUCCI G., SANSONE G. - Effetti di sostanze xenobiotiche (IPA) singole ed in miscela sulla sopravvivenza di embrioni e larve di *Sparus aurata* (Linnaeus, 1758)..... 527

MESSINA P., DI FILIPPO M., SAGGIOMO F., PIRO G., ZUPO V. - Tecniche di allevamento in sistema chiuso del polichete da esca *Lumbrineris impatiens* (Lumbrineridae) e primi dati sull'ecologia trofica 531

PAGLIARANI A., BANDIERA P., TROMBETTI F., VENTRELLA V., BORGATTI A.R. - Risposta a composti organostannici di ATPasi Na-dipendenti in molluschi bivalvi di allevamento 536

RAMBALDI E., CONTEGIACOMO M., PELUSI P., BASILE F., MAFFEI M. - Applicazione di un protocollo produttivo in maricoltura finalizzato ad una produzione di qualità a ridotto impatto ambientale.... 539

VELOTTO S., STASI T., DI PRISCO M.R., PERRUCCI G., CRASTO A. - Localizzazione istochimica di mucosostanze nell'apparato digerente di *Oncorhynchus mykiss*. Tecniche di allevamento ecocompatibili 544

Comitato Benthos

Poster

BABBINI L., BRESSAN G., MASSA-GALLUCCI A., BUIA M.C., GAMBI M.C. - Segnalazione di una *facies* a *mäerl* (Rhodophyta, Corallinales) lungo le coste dell'isola di Ischia 548

BONANNO A., GIACOBBE S., SPANÒ N. – Studio preliminare sul rinvenimento di alcuni crostacei decapodi in un ambiente portuale..... 553

BOSCOLO S., BORROMEO S., FRANCESCHINI G., CORNELLO M. - La fauna di fondo mobile e la pressione di pesca a strascico nell'area delle Tegnùe di Chioggia (Adriatico settentrionale) 556

PARTE SECONDA

CASOLA E., BACCI T., LANERA P., MAGNIFICO G., PLASTINA N., SCARDI M., VALIANTE L.M., VINCI D., FRESI E. - Analisi descrittiva della prateria di *Posidonia oceanica* antistante Rosignano Solvay (Mar Tirreno)..... 561

COMO S., MAGNI P., CASU D., FLORIS A., FENZI G.A., GUALA I., DE FALCO G. - Scambi laguna-mare: variabilità spaziale delle caratteristiche sedimentarie e dei popolamenti macrozoobentonici associati (Golfo di Oristano, Sardegna occidentale) 565

CURIEL D., SCATTOLIN M., RISMONDO A., MARZOCCHI M. - Distribuzione di *Sargassum muticum* e *Undaria pinnatifida* (Phaeophyta) nella Laguna di Venezia..... 568

DE BIASI A.M., PACCIARDI L., GAI F., MICHELI R., DE RANIERI S., DEMESTRE M. - Trawling impact in the central Adriatic Sea (Italy): preliminary results..... 571

FERRARI G., ANSALONI I., MAURI M., PAGLIAI A.M., PREVEDELLI D., SIMONINI R., TODARO M.A. - La meiofauna delle sabbie "relitte" dell'Adriatico settentrionale soggette ad operazioni di escavo..... 574

GALLO D'ADDABBO M., SANDULLI R., DE ZIO GRIMALDI S. - Notes on biodiversity of Maldivian tardigradofauna 579

GAMBI M.C., CIGLIANO M., IACONO B. - Segnalazione di un evento di mortalità di gorgonacei lungo le coste delle isole di Ischia e Procida (Golfo di Napoli, Mar Tirreno)..... 583

GIANGUZZA P., ZAVA B., BONAVIRI C., MONTEVERDE G., PALMERI A., RIGGIO S. – Notes on the fish assemblages in the areas invaded by *Caulerpa* spp. (Ulvophyceae, Chlorophyta) along the Sicilian coasts..... 588

GIANGUZZA P., ZAVA B., BONAVIRI C., MONTEVERDE G., PALMERI A., RIGGIO S. – First record of *Caulerpa taxifolia* (Caulerpales, Ulvophyceae) in the western Sicilian waters (Italy)..... 591

LA PORTA B., LA VALLE P., CHIMENZ GUSSO C. - *Sabellaria alveolata* (L.) (Polychaeta Sabellariidae): la selezione dei granuli di sedimento per la costruzione dei tubi..... 593

LORENTI M., LASSAUQUE J., MATTERA F., BUIA M.C. - Photosynthetic activity of *Posidonia oceanica* during a diurnal cycle of irradiance 597

MARZIALETTI S., GABELLINI M., LA PORTA B., LATTANZI L., LA VALLE P., PAGANELLI D., PANFILI M., TARGUSI M., NICOLETTI L. - Attività di dragaggio ai fini di ripascimento al largo di Montalto di Castro (VT): effetti sul popolamento a policheti 601

MONTEFALCONE M., GIOVANNETTI E., BIANCHI C.N., MORRI C., ALBERTELLI G. - Variazione temporale del ricoprimento epifita sulle due facce delle lamine fogliari di *Posidonia oceanica*..... 606

MORELLO E.B., FROGLIA C., ATKINSON R.J.A., MOORE P.G. - L'effetto delle draghe idrauliche sul riaffossamento di alcuni molluschi ... 610

PANETTA P., MASTROTOTARO F., MATARRESE A. - Tanatocenosi a molluschi presenti sui fondi batiali salentini 614

PELLINO D., CHEMELLO R. - Applicazione dei metodi dell'ecologia del paesaggio all'ambiente marino: l'analisi spaziale e temporale del mosaico ambientale sulle piattaforme a vermeti 618

PONTI M., MASTROTOTARO F. - Distribuzione dei popolamenti ad ascidie sui fondali rocciosi (Tegnùe) al largo di Chioggia (Venezia)..... 621

PONTI M., TUMEDEI M., COLOSIO F., ABBIATI M. - Distribuzione dei popolamenti epibentonici sui fondali rocciosi (Tegnùe) al largo di Chioggia (Venezia) 625

RENDE F., COZZA R., INNOCENTI A.M. - Dinamica di crescita in praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile sottoposte a disturbi ambientali 629

SANDULLI R., GALLO D'ADDABBO M., PARISI C., PENTASSUGLIA A., DE ZIO GRIMALDI S. - The meiofauna of Faanu Madugau "Blue Hole" (Ari Atoll, Maldives)..... 633

SANDULLI R., GALLO D'ADDABBO M., PARISI C., PENTASSUGLIA A., DE ZIO GRIMALDI S. - Biodiversity of meiobenthic communities in some Maldivian Atolls (VIII Scientific cruise, 2004) 636

SARTINI M., VANNUCCI A., LIGAS A., BELCARI P. - Preliminary observations on *Anchialina agilis* (G.O. Sars, 1877) and *Westwoodilla rectirostris* (Della Valle, 1893) from the central Adriatic Sea 639

SCIROCCO T., CASOLINO G., FABBROCINI A., D'ADAMO R. - I popolamenti zoobentonici litorali dei fondi mobili in un sito ad elevato impatto antropico: il Golfo di Manfredonia, Italia..... 643

SCUDERI D., CANTONE G., IRACI SARERI D. - Dati preliminari sulla malacofauna di substrato duro del Golfo di Catania..... 647

SEMPRUCCI F., GIULIANELLI R., BALDELLI G., BALSAMO M. - Osservazioni sulla nematofauna delle isole Maldive 650

TARGUSI M., ARDIZZONE G.D., LATTANZI L., NICOLETTI L. - Popolamento a crostacei di substrati artificiali nel Tirreno centrale: Fregene 652

TIRELLI T., GUARNERI D., PESSANI D. - Studio preliminare degli epibionti presenti sulle conchiglie occupate dal paguro *Paguristes eremita* (L., 1767) 656

TRABUCCO B., CICERO A.M., GABELLINI M., VIRNO LAMBERTI C., DI MENTO R., BACCI T., MOLTEDO G., TOMASSETTI P., PANFILI M., MARUSSO V., CORNELLO M. - Studio del popolamento macrozoobentonico di fondo mobile in prossimità di una piattaforma offshore (Adriatico centrale) 659

VACCARELLA R., PAPARELLA P. - Bionomia bentonica del tratto costiero fra Monopoli e Polignano a Mare (Mar Adriatico) 663

VALERI A., BLASUTTO O., CREVATIN E., LARATO C., DE VITTOR C. - Interazioni microalghe-batteri nel sedimento superficiale del Golfo di Trieste 667

Comitato Gestione e Valorizzazione della Fascia Costiera

Poster

AGNESI S., DI NORA T., MO G., TUNESI L. - Esperienza metodologica di analisi dei dati per lo studio della nautica da diporto nell'Area Marina Protetta di Capo Carbonara 672

BARALDI E., MAURI M. - Approccio metodologico per la caratterizzazione di *Mytilaster minimus* (Poli, 1795) come nuovo organismo bioindicatore in ambienti salmastri 677

BELTRANO A.M., CANNIZZARO L., VITALE S., MILAZZO A., PECORARO M.A., NORRITO G. - Indagini preliminari mediante G.I.S. dell'attività di pesca nell'Area Marina Protetta delle Isole Egadi 680

BERTO D., CACCIATORE F., GIANI M., SAVELLI F., SUNSERI G. - L'Isola di Ustica: laboratorio naturale per il controllo di inquinanti di origine antropica 685

BRUNO S., BASTIANINI M., ACRI F., BON D., RIZZARDI S., VAZZOLER M., BERTAGGIA R., BOLDRIN A. - Idrologia e idrodinamica in un'area a barriere artificiali nel nord Adriatico 688

CASTELLANO L., CAPRIOLO M., GNONE G., MARTELLO M., VANNELLO O. - Osservazioni sulla germinazione in ambiente controllato di semi di *Posidonia oceanica* (L.) Delile provenienti da diverse regioni del Mediterraneo Settentrionale 693

CATALANO D., TORCHIA G., PITITTO F., GRECO R. – Contaminazione da metalli del "granchio americano", *Portunus pelagicus* (Linnaeus, 1758) nella Rada di Augusta (Sicilia orientale) 696

CINGOLANI N., SANTOJANNI A., COLELLA S., DONATO F. - Pesca ed aree marine protette: due realtà compatibili? Il caso dell'area proposta come "Parco Marino del Piceno" 700

MENEGHETTI F., MOSCHINO V., DA ROS L. - Studio delle interazioni tra molluschi bivalvi eduli e habitat in un'area a barriere artificiali nel nord Adriatico: valutazione di risposte biologiche 703

DI FRANCO A., FRANZITTA G., GRAZIANO M., MILAZZO M., CHEMELLO R. - Valutazione del comportamento dei subacquei in immersione nell'AMP "Isola di Ustica" 707

FRANCO A., FIORIN R., ZUCCHETTA M., MALAVASI S., FRANZOI P., TORRICELLI P. – Spatial distribution of fish species of community interest (Habitat Directive, 92/43/EEC) on the shallows of the Venice Lagoon 711

GAMBI M.C., DAPPIANO M., LORENTI M., IACONO B., FLAGELLA S. - "Cronaca di una morte annunciata". Impatto di un dragaggio di sabbia ai fini di ripascimento costiero su una prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delile (Baia dei Maronti, Isola d'Ischia) 714

GNONE G., CASTELLANO L., MARTELLO M., MONTEFALCONE M., VANNELLO O., CAPRIOLO M., ALBERTELLI G. - Tecniche sperimentali per ritardare la germinazione di semi di *Posidonia oceanica* (L.) Delile *ex situ* 719

MARCHESAN M., VERGINELLA L., FERRERO E.A. - Attrazione fatale: impatto della luce artificiale su specie ittiche costiere protette dalla Riserva Naturale di Miramare 722

MARCHETTO D., ARIZZI NOVELLI A., LIBRALATO G., LOSSO C., ORRÙ A., PANTANI C., VOLPI GHIRARDINI A. - Applicazione di una batteria di saggi ecotossicologici per la valutazione della qualità dei sedimenti dell'area del Sulcis (Sardegna sud occidentale) 726

MATARAZZO D., FIORI F., GRAMOLINI R., MAFFEI M., MIETTI N., PRIOLI G. - Studio di un banco naturale di *Ostrea edulis* (L., 1758) in Adriatico centro-settentrionale e prove di affinamento in sospensione . 731

MISTRI M., MUNARI C. - Le risorse biologiche del Canale Logonovo (Valli di Comacchio) 734

MOLIN E., MAGGIORE F., ZANELLA M. - Stime di biomassa di *Tubularia crocea* (Agassiz, 1862) mediante monitoraggio fotografico in un'area a barriere artificiali nel nord Adriatico 737

LAZZARINI R., FAVRETTO J., PELLIZZATO M. - Sperimentazioni per una gestione della risorsa *Sepia officinalis* L. nella laguna di Venezia 741

PETROCELLI A., CECERE E. – Photosynthetic activity of the introduced seaweed *Hypnea cornuta* (Gigartinales, Rhodophyta) in the Mar Piccolo of Taranto: preliminary results 745

PIAZZA D., MORGANTI V., CAMPOBELLO D., SARÀ G. - Predazione di *Egretta garzetta* su *Aphanius fasciatus* nella Riserva Naturale Orientata "Saline di Trapani e Paceco" 748

PROFETA A., SPANÒ N., BIANCHINI M.L., NARDONE G., IARIA G., RAGONESE S. – Osservazioni sul popolamento ittico associato ad alcuni relitti nelle acque costiere siciliane 752

RENDE F., BUZZI A., PITTELLI F., PONTICELLI A. – Distribuzione e stato di salute di una prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delile della costa ionica calabrese 756

SAVINI D., MARCHINI A., FORNI G., CASTELLAZZI M. - Touristic harbours and secondary spread of alien species 760

SAVINI D., OCCHIPINTI AMBROGI A., MINCHIN D., FLOERL O. - A concealed aspect in coastal water conservation: the diffusion of alien species by recreational boating 764

SCARFÌ K., MAUCERI A., MAISANO M., MINNITI F., BRUNO R., FASULO S. – Alterazioni morfo-funzionali dell'epitelio branchiale di *Mytilus galloprovincialis* (L.) proveniente da ambiente naturale antropizzato 773

TAGLIAPIETRA D., CORDONE P., FENZI G.A., FRANGIPANE G., KEPPEL E., PESSA G., ZANON V. – Introduzione di substrati artificiali e struttura delle comunità bentoniche di substrato mobile in nord Adriatico 777

UGOLINI A., GALANTI G., SOMIGLI S., UNGHERESE G., PERFETTI A., BORGHINI F., FOCARDI S. – *Talitrus saltator* (Montagu) (Crustacea, Amphipoda) as a bioindicator of human trampling on sandy beaches 781

Comitato Necton

Poster

ARCULEO M., MAGGIO T., SIRNA TERRANOVA M., LO BRUTTO S. - L'analisi della regione di controllo mitocondriale rivela due *pool* genici nella ricciola mediterranea *Seriola dumerili* lungo le coste siciliane 785

ARCULEO M., MAGGIO T., LO BRUTTO S., SIRNA TERRANOVA M. - Identificazione di stock di *Mullus barbatus* (Teleostei: Perciformes) lungo le coste siciliane attraverso l'uso di microsatelliti 789

ARCULEO M., SIRNA TERRANOVA M., MAGGIO T., LO BRUTTO S. - Analisi della struttura genetica di popolazioni siciliane di *Merluccius merluccius* (Teleostei: Merluccidae) attraverso l'uso di microsatelliti 793

BALDACCONI R., CARDONE F., NONNIS MARZANO C., CORRIERO G. – Riproduzione sessuale in una popolazione naturale e in frammenti reimpiantati di *Spongia officinalis* var. *adriatica* (Porifera, Demospongiae)..... 797

BASILONE G., MUSCO M., CARUANA L., CUTTITTA A., BONANNO A., PATTI B., BUSCAINO G., MAZZOLA S. – Risultati preliminari su alcuni aspetti dell'alimentazione dell'acciuga europea (*Engraulis encrasicolus*) nello Stretto di Sicilia 801

BETTOSO N., FARESI L., ALEFFI F. - Prime osservazioni sulle catture di *Sepia officinalis* (Mollusca, Cephalopoda) nel Golfo di Trieste 806

BON G., FELIZIANI L., DOZ M., BARBIERI G., KUTIN S. - Metodi innovativi di analisi della pesca con le nasse delle canocchie e dei ghiozzi nel Golfo di Trieste 809

BOTTER L., NERLOVIC V., FRANCESCHINI G., DA PONTE F., PRANOVI F., RAICEVICH S. - Valutazione comparativa dello scarto dagli attrezzi da pesca in Adriatico settentrionale 814

CABIDDU S., MULAS A., MURENU M., PESCI P., SABATINI A., FOLLESA M.C. – Prime catture documentate di *Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758) (Osteichthyes, Scaridae) nella Sardegna orientale..... 817

CAMBIÈ G., CHILARI A., PETRAKIS G., SOCAL G. - Dati preliminari su campioni di reti tremaglio nel Mar Ionio..... 821

CARBONARA P., PERDICHIZZI F., CONSOLI P., ZUPA R. - Nota sul rinvenimento di un esemplare di grossa taglia di *Solea vulgaris* Quensel, 1806 824

CARBONARA P., SILECCHIA T., ZUPA R., SPEDICATO M.T. - Maturità e fecondità dello scampo *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758) nel Tirreno centro-meridionale 827

CARLUCCI R., SION L., CAPEZZUTO F., D'ONGHIA G. - Catture ricorrenti di *Epinephelus aeneus* (Geoffroy St.-Hilaire, 1809) nel Mar Ionio: un ulteriore elemento per individuare una possibile ZTB? 831

CARPENTIERI P., D'ACUNZO C., MOHANNA C., PETAGNA M., COLLOCA F. - Catch composition of the artisanal fishery of Tyre (Lebanon) during winter period 836

CENCI E., MAZZOLDI C. - Le Tegnùe di Chioggia: prima valutazione qualitativa e quantitativa della fauna ittica..... 840

CERIOLA L., MARANO C.A., MARTINO M., QUARANTA L., STRIPPOLI G., UNGARO N. - Abbondanza e densità di alcuni cefalopodi Teuthoidea nell'Adriatico meridionale 844

COLLEVECCHIO V., STANZANI S., TIRRO F., SOTTILE G., SOLUSTRI C., SABELLI B., GATTELLI R., MINELLI D. - Comparazione dell'encefalo di condroitti e osteitti attraverso la realizzazione di un atlante stereotassico..... 848

CUCCU D., CABIDDU S., DYMARKOWSKA M., MEREU M., PORCU C., CAU A. – Prima segnalazione di *Opisthoteuthis calypso* (Octopoda, Cirrata, Opisthoteuthidae) nei mari sardi 851

FERRARI R.S., DE MOREIRA J., LEFRANÇOIS C., DOMENICI P. - Effetto dell'ipossia progressiva sull'attività spontanea di *Liza aurata* (Risso, 1810): vantaggi dello stare in gruppo..... 854

FIORI F., GRAMOLINI R., MAFFEI M., MATARAZZO D., PRIOLI G. - La pesca artigianale in Emilia-Romagna: informazioni preliminari... 857

FOLLESA M.C., PAIS A., CAU A. - Recent records of *Schedophilus ovalis* (Osteichthyes, Centrolophidae) from Sardinian waters (Central-Western Mediterranean)..... 861

FRANCO A., RICCATO F., MALAVASI S., FRANZOI P., TORRICELLI P. – Food resource utilization by gobies (Pisces, Teleostei) in the shallows of the Venice Lagoon..... 866

GANCITANO V., RIZZO P., GANCITANO S., GIUSTO G.B., CUSUMANO S., FIORENTINO F. – Crescita, longevità e mortalità naturale della sogliola dal porro (*Solea lascaris* Risso, 1810; Pisces Soleidae) nello Stretto di Sicilia: informazioni preliminari 869

GUSTINELLI A., NARDINI G., AURELI G., TRENTINI M., AFFRONTE M., FIORAVANTI M.L. - Parassitofauna di *Mola mola* (Linnaeus, 1758) dei mari italiani..... 872

LAURIANO G., PICCIONE M.E. - Interazioni competitive tra il tursiope (*Tursiops truncatus* Montague, 1821) e il tremaglio: relazione tra le posizioni degli individui e la riduzione del pescato..... 877

MARANO C.A., MARTINO M., MARZANO M.C., CERIOLA L., UNGARO N. - Taglia di prima maturità di *Illex coindetii* (Verany, 1839) nell'Adriatico meridionale..... 881

MARCHESAN M., VERGINELLA L., FERRERO E.A. - Attrazione fatale: risposta del latterino (*Atherina* sp.) alla presenza di fonti luminose subacquee 884

MICARELLI P., BARLETTANI M., CECCARELLI R. – Prima segnalazione di *Fistularia commersonii* (Rüppel, 1838) (Fistularidae, Pisces) nel Tirreno settentrionale..... 887

MILAZZO A., BARRACO B., BELTRANO A.M., CANNIZZARO L., PULEO M., RIZZO P., SALVO G., VITALE S. – Cattura di *Fistularia commersonii*, Rüppel, 1838 (Pisces: Fistularidae) nelle acque costiere di Selinunte (Sicilia sud-occidentale) 890

MURA M., DAVINI M.A., ORRÙ F. – Osservazioni sulla biologia dell'anguilliforme *Apterichthus anguiformis* (Peters, 1877) nel Mediterraneo centro-occidentale 892

PELLIZZATO M., FAVRETTO J., GALVAN T., PENZO P. - Produzione alieutica in laguna di Venezia 897

PORCU C., CUCCU D., DAVINI M.A., PENDUGIU A., FOLLESA M.C. - Nuove catture di *Aulopus filamentosus* (Ostheichthyes, Aulopidae) nei mari sardi 901

TIRELLI V., BORME D., ZOLLET T., COSTANTINI M., DE OLAZABAL A., CIGAR M., FONDA UMANI S. - Osservazioni sui contenuti stomacali di *Engraulis encrasicolus* (Linneo, 1758) e *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792), catturati con lampara nel Golfo di Trieste 904

UNGARO N., PASTORELLI A.M., MARANO G. - Morie e spiaggiamenti di *Sardinella aurita* Valenciennes, 1847 lungo le coste adriatico-pugliesi: fenomeni episodici o ricorrenti? 907

VAGELLI C., BANCHETTI R., VOLIANI A. - Distribuzione batimetrica e struttura demografica di *Eledone cirrhosa* (Cephalopoda, Octopoda) nel Mar Ligure meridionale 911

VALLISNERI M., CAVICCHI S., PICCINETTI C. – Osservazioni sull'accrescimento del merlano, *Merlangius merlangus* L., nell'Adriatico settentrionale 916

VALLISNERI M., SCAPOLATEMPO M., MANFREDI C., TOMMASINI S. – Osservazioni sulla distribuzione e biologia del grongo (*Conger conger* L.) in alto-medio Adriatico 920

VANNUCCI S., CHELLI M., FABBRINI C., VOLIANI A. - *Illex coindetii* (Cephalopoda, Ommastrephidae) nel Mar Ligure meridionale ... 924

VITALE S., MENDOZA J., BELTRANO A.M., CANNIZZARO L., GANCITANO S., MILAZZO A., PASSALAQUA M.C., RIZZO P. - Struttura della popolazione di *Coelorhynchus coelorhynchus* (Risso, 1810) (Pisces; Macrouridae) nello Stretto di Sicilia 928

VOLIANI A., TRIVELLA M., BANCHETTI R., CECCHI E., SILVESTRI R. - Nota sul progressivo incremento delle presenze di *Pomatomus saltator* (Linnaeus, 1766) lungo le coste toscane 932

Comitato Plancton

Poster

BASILE R., FRANCABANDIERA P., PESSANI D. - Chiave di identificazione del primo stadio larvale degli Anomuri (Crostacei Decapodi) del Mar Mediterraneo 937

BAZZONI A.M., BASTIANINI M., MONTRESOR M., TOTTI C. - Ciclo annuale di popolamenti fitoplanctonici e prime stime sui flussi verticali di cisti di dinoflagellate in un'area a barriere artificiali nel nord Adriatico 940

BERTOZZINI E., PENNA A., PIERBONI E., BRUCE I.J., MAGNANI M. - Applicazione di nuove metodiche per l'estrazione di DNA di fitoplancton 943

BIANCO I., CONGESTRI R., SANGIORGI V., ALBERTANO P., ZAOTTINI E. - Fioriture di microalghe potenzialmente tossiche lungo le coste laziali 947

CELUSSI M., PAOLI A., GERIN R., VINZI E. - Controllo sullo sviluppo dei cianobatteri planctonici: uno sguardo alla qualità della luce 951

CUTTITTA A., MANEIRO I., BONANNO A., PATTI B., RIVEIRO I., BASILONE G., BUSCAINO G., GENOVESE S., MAZZOLA S., GUISANDE C. - Fattori che influiscono sulla distribuzione della biomassa di zooplancton nello Stretto di Sicilia 954

DE DOMENICO E., MONTICELLI L.S., BRACCHINI L., BUDILLON G., CAROPPO C., CARUSO G., DANOVARO R., DATTILO A., DE ALTERIS A., DECEMBRINI F., DE DOMENICO M., DE LUCA M., DENARO R., LA CONO V., GENTILE G., GIULIANO L., GUADAGNO D., LEONARDI M., MAGAGNINI M., MAIMONE G., MARCELLI M., PIERMATTEI V., PRUZZO C., RANZONI L., ROSSI C., SCARFÌ S., SMEDILE F., TOGNAZZI A., YAKIMOV M.M. - Biodiversità microbica in Mar Mediterraneo centro-orientale 959

DE OLAZABAL A., COMICI C., FONDA UMANI S. - Prima osservazione di *Paracartia grani* Sars, 1904 (Copepoda: Calanoida) nel Golfo di Trieste 964

FACCA C., DE CASABIANCA M.L. - Variabilità a piccola scala temporale del fitoplancton della laguna di Thau (Francia) 968

FRISENDA P., CELUSSI M., PAOLI A., TALARICO L. - Approccio metodologico allo studio di popolamenti picocianobatterici del Golfo di Trieste (Alto Adriatico) 971

FRISENDA P., TALARICO L. - Effetti della dose subletale (LC50) di cadmio su *Lyngbya limnetica* Lemm. in fase logaritmica: fisiologia ed ultrastruttura 975

GANGEMI E., GIACOBBE M.G., FRAGA S. - Il complesso delle specie ciguateriche nelle lagune di Capo Peloro (Messina, Sicilia) 979

GAVIANO M., MARCASSOLI S., SABA T., PORCU C., ORTU A. - Evoluzione dei popolamenti planctonici di un ambiente iperalino astatico della Sardegna centro-occidentale 984

GIACOBBE M.G., VILA M., MASÒ M., GARCÉS E., LUGLIÈ A., SECHI N., GANGEMI E., GALLETTA M., GRASSO V., GOTSIS-SKRETAS O., IGNATIADES L.- La diffusione del genere *Alexandrium* (Dinophyceae) nelle acque costiere mediterranee è correlata alle attività umane?..... 989

GUADAGNO D., DE DOMENICO M., SCARFÌ S., DE DOMENICO E. - Struttura spazio-temporale delle comunità microbiche in un'area del Mar Tirreno meridionale 994

GUERRINI F., SILVESTRI C., PISTOCCHI R., CIMINIELLO P., DELL'AVERSANO C., TARTAGLIONE L., MAGNO S., FATTORUSSO E., BONI L. - Effetto della salinità sulla crescita, produzione e rilascio di yessotossine in *Protoceratium reticulatum*..... 998

INGARAO C., CAPELLACCI S., RICCI F., PENNA N., PENNA A. - Distribuzione dei popolamenti fitoplanctonici (Bacillariophyceae e Dinophyceae) lungo la costa pesarese (nord-ovest Adriatico) nel periodo 2001-2004..... 1001

KARUZA A., DEL NEGRO P. - Virioplancton nel Golfo di Trieste 1006

LIPIZER M., GERIN R. - Proprietà ottiche delle acque marine nel Golfo di Trieste durante le fioriture algali 1011

LO GIUDICE A., MICHAUD L., DE DOMENICO M., BRUNI V. - Quantificazione di esopolisaccaridi rilasciati nel mezzo colturale (RPS) da batteri marini antartici..... 1015

LUGLIÈ A., SORU O., VILA M., MASÒ M., SATTA C.T., PADEDDA B.M., SECHI N. - Variazioni giornaliere del fitoplancton nel Golfo di Olbia con particolare attenzione al genere *Alexandrium* (Dinophyceae)..... 1020

MILANI L., MINOCCI M., CELIO M. - Variazioni stagionali del microzooplancton: serie pluriannuale in una stazione costiera del Golfo di Trieste (Adriatico settentrionale)..... 1025

MONTI M., FRISENDA P., TAMBERLICH F., TALARICO L. - Influence of salinity on growth and fine structure of *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller 1933 under culture: preliminary results 1029

NOCCIOLINI S., MARTELLI F., PELLEGRINI R., ELMI C. - Distribuzione temporale delle principali componenti fitoplanctoniche della Laguna di Orbetello..... 1032

PENNA A., BERTOZZINI E., BATTOCCHI C., GIACOBBE M.G., GALLUZZI L., LUGLIÈ A., MASÒ M., PRIOLI S., MILANDRI A., POMPEI M., MAGNANI M. - Monitoraggio di aree costiere interessate da fioriture di fitoplancton tossico: approcci molecolari e nuove proposte di controllo 1036

PISTOCCHI R., GUERRINI F., FELLER A., MILANDRI A., CEREDI A., POLETTI R. - Effetto della carenza di azoto e fosforo sulla produzione di tossine nella dinoflagellata *Prorocentrum lima* (Ehrenberg) Dodge, 1975 1039

RICCARDI M., GUERRINI F., PISTOCCHI R., TINTI F., BONI L. - Caratterizzazione molecolare di differenti ceppi di *Protoceratium reticulatum* (Claparède & Lachmann) Buetschli..... 1042

SANAVIO G., DALL'ARA B., MASIERO C., BOLDRIN L. - Il monitoraggio del fitoplancton potenzialmente tossico nelle acque lagunari del Delta del Po 1045

SANAVIO G., LIONELLO M., OSTI M., SOCCORSO C. - Popolamenti zooplanctonici delle acque marino costiere antistanti la costa veneta..... 1049

SARACINO O.D., RUBINO F. – Ballast water monitoring in cargo vessels in Taranto harbour (Ionian Sea)..... 1052

Sessione Vari

Poster

ALABISO G., GIACOMINI M., MILILLO M., RICCI P. - Chemical-physical conditions in the Taranto Sea system from 2002 to 2004 1055

CASELLATO S., MASIERO L., SORESI S. - Un caso di albinismo in *Ocnus planci* (Brandt, 1835) (Echinodermata, Holothurioidea) nelle "Tegnùe" dell'alto Adriatico 1059

CASSIN D., DE LAZZARI A., BOLDRIN A., TURCHETTO M., VENERI D., CERVELLI M. - Distribuzione del materiale particellato in Adriatico settentrionale..... 1063

CERVELLI M., BORTOLOMEI E., LIBERTINI A. - Differenziazione genetica tra popolazioni di *Orchestia montagui* delle coste sarde 1067

CHINELLATO A., PELLIZZATO M., BRESSAN M. - Insediamento di larve di bivalvi su collettori artificiali in un'area a barriere artificiali nel nord Adriatico..... 1072

COSSU A., RANDACCIO P., BRESSAN G., RAGAZZOLA F. - Valori di radioattività di *Corallina elongata* Ellis & Solander (Florideophyceae, Corallinales) nell'Arcipelago di La Maddalena..... 1077

GORBI G., SEI S., INVIDIA M., BETTONI F. - Utilizzo degli stadi uovo/nauplio in test tossicologici con *Acartia tonsa* Dana, 1848: proposta di una nuova metodologia di saggio 1081

KOZINKOVA L., DE RANIERI S. - Confronto fra due procedimenti per l'esecuzione del test d'embriotossicità con i gameti del riccio di mare *Paracentrotus lividus* (Lamarck 1835) 1085

LIVI S., CORDISCO C.A., DAMIANI C., ROMANELLI M., CROSETTI D. - PCR-SSCP of a partial region of 18S rDNA as a method of species identification in mollusc bivalve larvae 1090

MAGNIFICO G., CAPRIOLI R., CASCIONE D., COSTA C., AGUZZI J. - Dati preliminari sul ritmo endogeno della *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791) in condizioni sperimentali di oscurità costante 1094

MATOZZO V., MONARI M., MASIERO L., FOSCHI J., CATTANI O., MARIN M.G. - Risposte cellulari nella vongola *Chamelea gallina* (Linnaeus, 1758) dopo esposizione ad alte temperature 1098

MONARI M., MATOZZO V., SERRAZANETTI G.P., FOSCHI J., MARIN M.G., MASIERO L., VITALI G., CATTANI O. - Influenza della temperatura su espressione ed attività della superossido dismutasi in emociti di *Chamelea gallina* (Linnaeus, 1758) 1101

MASSAMBA N'SIALA G., PREVEDELLI D., SIMONINI R. - Sessualità e fitness nel genere *Ophryotrocha* (Polychaeta): confronto tra specie gonocoriche ed ermafrodite 1104

SALVADORI S., COLUCCIA E., CANNAS R., MILIA A., DEIANA A.M. - Studio del cariotipo di *Gymnothorax tile* (Osteichthyes, Anguilliformes) 1109

SAVORELLI F., SEI S., GORBI G., INVIDIA M., PALAZZI D., GELLI F., TRENTINI P.L., MAGALETTI E. - Valutazione della tossicità di prodotti disperdenti: applicazione della metodologia di saggio sugli stadi uovo/nauplio del copepode *Acartia tonsa* Dana, 1848 1112

TODARO M.A., LEASI F. - Nuovi dati sulla gastrotricofauna marina italiana 1116

BETTO C., NICOLOSI P., CASELLATO S. - La collezione storica di invertebrati marini del Museo di Zoologia dell'Università di Padova 1121

MENEGHINI M., NICOLOSI P., TURCHETTO M. - Ricupero e catalogazione della storica collezione zoologica di Rovigno conservata a Chioggia 1124

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1-10

E. Ghirardelli

Professore Emerito dell'Università di Trieste
Dipartimento di Biologia, Università di Trieste, Via E. Weiss, 2 – 34127 Trieste, Italia.
ghirarde@univ.trieste.it

LA STORIA DELLA BIOLOGIA MARINA A TRIESTE

L'anno scorso, in giugno, al Congresso CIESM di Barcellona, dovevo presentare una comunicazione sui Chetognati del Mediterraneo preparata in collaborazione col collega Jean Paul Casanova di Marsiglia. Il Prof. Tursi, che, anche allora, presiedeva la sessione, osservò che la comunicazione si poteva tranquillamente leggere negli Atti del Congresso distribuiti a tutti i presenti e mi chiese invece di informare i numerosi presenti sullo stato dell'arte dell'interessante phylum.

Cosa che feci, rispondendo anche a molte domande.

Il giorno dopo, in aereo, mentre tornavo a Trieste, ricordando che ogni giorno, muoiono migliaia di neuroni. feci l'amara riflessione che, alla mia età, di neuroni ne ho già persi parecchi, che era arrivato il momento di tirare i remi in barca e di chiudere con convegni e congressi; invece sono qui e spero di non annoiarvi e di non deludere chi mi affidato il prestigioso incarico di tenere questa lezione magistrale, che ovviamente deve trattare del Mediterraneo e dell'Adriatico in particolare.

Il Mediterraneo è stato il centro più importante dello sviluppo della civiltà umana, favorito da condizioni geopolitiche che hanno reso possibili scambi di ogni tipo fra i popoli rivieraschi. I vasi attici con figure rosse, dei secoli V e IV a.C. trovati non lontano da Comacchio, nella necropoli di Spina, sono una prova di traffici tra l'Etruria e la Grecia; altri reperti archeologici testimoniano commerci fra l'Etruria e l'Antico Egitto.

Fig. 1 - Antica mappa del Mediterraneo.
Old map of Mediterranean Sea.

Sono prove dei legami tra le sponde dell'Adriatico nel corso dei secoli: l'Arena di Pola, il Palazzo di Diocleziano a Spalato, i mosaici bizantini nel Duomo di Parenzo, il monolitico blocco di calcare ippuritico d'Istria del Mausoleo di Teodorico a Ravenna.

Fig. 2 - Palazzo di Diocleziano a Spalto.
Diocletian's Palace in Spalto.

Gli scambi via mare avvenivano superando le enormi difficoltà di viaggi su piccole e scomodissime navi, sovraccariche di merci e di passeggeri, spesso spinte a remi perché con le loro vele quadrate, non essendo possibile l'andatura di bolina, si poteva sfruttare soltanto il vento di poppa.

Fig. 3 - Ragusa (Dubrovnik).

Fig. 4 - Isola di Hvar.
Hvar Island.

Le descrizioni dell'Odissea che ci hanno permesso di individuare rotte e tappe di Ulisse nel suo avventuroso ritorno a Itaca ci informano anche su come e quando era possibile andar per mare. Negli Atti degli Apostoli è descritto il viaggio a Roma di S. Paolo e con lui di altre 275 persone, viaggio che Paolo aveva sconsigliato non essendo la stagione adatta, e che venne interrotto dal disastroso naufragio a Malta.

Le avventure di Ulisse e la narrazione di Paolo sono due delle tante prove che già nell'antichità erano disponibili informazioni sulle rotte da seguire, sugli approdi,

sulle correnti, le maree e sui periodi più favorevoli per affrontare le traversate.

Ovviamente, molto più ampie e precise erano le informazioni oceanografiche di cui disponeva la repubblica di Venezia per i suoi traffici marittimi e che, in Istria e Dalmazia, ha lasciato ben visibili i segni della sua presenza.

Il mare non è solo un ambiente che può unire i popoli, è da sempre una fonte di alimenti e per questo, già nella più remota antichità, tutte le genti rivierasche in tutti i continenti avevano un grandissimo interesse per la vita nel mare, perché era necessario sapere dove era possibile raccogliere organismi eduli stanziali e quando era il momento migliore per farlo; era anche indispensabile conoscere il comportamento dei pesci che vivono vicino alla costa e il periodo dei passaggio, dal mare ai fiumi, o viceversa, delle specie migratrici come le anguille ed i salmoni.

Eloquenti prove delle abitudini alimentari delle tribù preistoriche sono i rifiuti di cucina (kjökkenmöddingern), in cui abbondano conchiglie vuote, trovati nei siti di antichi insediamenti; qui da noi nella valle di Zaule dove il torrente Rosandra sfocia in mare nel Vallone di Muggia, ma anche più lontano, lungo le rive dello Stretto di Magellano dove vivevano ancora tribù di raccoglitori quando Darwin passò da quelle parti nel 1843.

Suggestiva è l'ipotesi di Mario Bussani, Presidente Nazionale dei molluschicultori, che i preistorici abitanti di un villaggio a Zaule, non siano stati soltanto raccoglitori di molluschi, ma anche allevatori di lamellibranchi di cui raccoglievano le larve con ramoscelli immersi in mare, che poi piantavano sul fondo mobile, in attesa che i molluschi raggiungessero le dimensioni utili per essere consumati.

Dovranno però passare parecchi secoli prima che compaiano istituzioni che provano l'esistenza di interessi che possono esser definiti scientifici: sono piccoli musei privati allestiti nel periodo rinascimentale in alcune città del Veneto, musei nei quali erano conservati organismi marini, ma anche creature fantastiche costruite unendo parti di differenti animali.

HISTOIRE
PHYSIQUE
DE LA MER.
Ouvrage enrichi de figures
LOUIS FERDINAND
COMTE DE MARSILLI,
A AMSTERDAM,
Titelblatt

Fig. 5 - Hystoire physique de la Mer.

Il primo trattato scientifico d'Oceanografia è l'*Essay physique sur l'histoire de la mer* (1725) di Luigi Ferdinando Marsili (Bologna, 1658-1730) nel quale l'Autore riporta i risultati delle osservazioni e delle misurazioni della temperatura fatte in Provenza nel mare di Cassis.

Vitaliano Donati (1717-1762) nella *Storia Naturale marina dell'Adriatico* stampata a Venezia nel 1750 descrive: la natura geologica dei fondali, il coralligeno, i cicli di alghe Fucoidee e Floridee; riconosce la natura animale degli Alcionari e del corallo, allora ritenuti vegetali che, ricordando il passato, sono ancora chiamati Antozoi o animali fiore.

DELLA STORIA
NATURALE MARINA
DELL' ADRIATICO.
SAGGIO
DEL SIGNOR DOTTORE
VITALIANO DONATI
GIUNTAVI UNA LETTERA
DEL SIGNOR DOTTORE
LIONARDO SESLER
Scritta ad un suo Amico di Piante Terrestri.
IN VENEZIA,
Appresso FRANCESCO STORTI.
M.DCCL.
CON LICENZA DE' SUPERIORI.

Fig. 6 - Storia naturale marina dell'Adriatico.

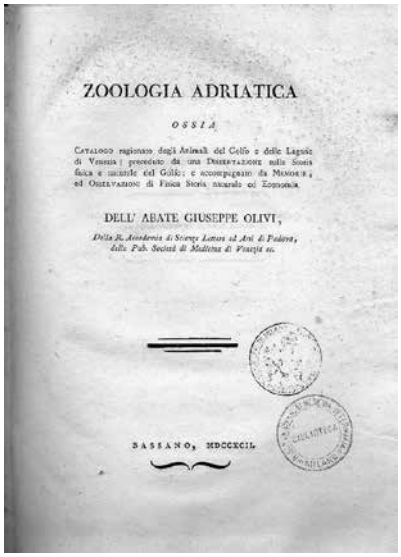
Giovanni Antonio Scopoli (1723-1788), figura di primo piano nella storia naturale del 700, protomedico nel villaggio minerario di Idria, dove visse per lunghi anni superando incredibili difficoltà materiali, aiutato dallo studio della Botanica e della Zoologia. La sua pubblicazione più importante è "Entomologia carniolica" elogiata da Linneo, pubblicata a Vienna nel 1763. Durante le sue escursioni naturalistiche Scopoli raccolse e descrisse organismi marini del Golfo di Trieste, usando per la prima volta in questo tipo di ricerche la nomenclatura binomia di Linneo.

Fig. 7 - Giovanni Scolopi.

Interessanti osservazioni microscopiche sui Briozoi del Golfo di Trieste, da lui ritenute millepore, sono quelle di Francesco Ghisellini (1780).

Nei secoli XVII e XVIII condussero ricerche in Adriatico: Giuseppe Olivi (Chioggia 1769-Padova 1795), Lazzaro Spallanzani (Scandiano 1729-Pavia 1799) e Stefano Chiereghin (Chioggia 1745-1820).

Nella "Zoologia Adriatica" di Olivi del 1792, compendio di tutte le ricerche fino allora condotte sulla fauna adriatica, sono usati, per la prima volta, metodi matematico-statistici in indagini zoologiche.


ZOOLOGIA ADRIATICA

OSSIA

Catalogo ragionato degli Animali del Golfo e delle Lagune di Venezia; preceduto da una Dissertazione sulla Storia fisica e naturale del Golfo; e accompagnato da Memorie, ed Osservazioni di Fisica Storia naturale ed Economia

DELL' ABATE GIUSEPPE OLIVI,

Della R. Accademia di Scienze Lettere ed Arti di Padova, della Pub. Società di Medicina di Venezia ec.

BASSANO, MDCCXCII.

Fig. 8 - Zoologia Adriatica di Olivi.

Chiereghin ha descritto in tre volumi e rappresentato in 1624 disegni raccolti in 9 volumi, più di 1000 animali marini e lagunari. Il monumentale lavoro, conservato presso la Biblioteca Marciana di Venezia, rimase inedito per quasi due secoli; molte le difficoltà tecniche e troppo alta la spesa per riprodurre le tavole. Soltanto nel 2001, grazie al contributo di vari enti ed Istituzioni (Regione del Veneto, Provincia di Venezia, Città di Chioggia, Consorzio Venezia Nuova, Fondazione della Pesca Chioggia, Liceo Ginnasio Statale Marco Foscaruni di Venezia) è stato possibile stamparlo (Gibin, 1997).

Fig. 9 - Stefano Chiereghin.

Fig. 10 - Intestazione del libro di Chiereghin.
Headline of Chiereghin's book.

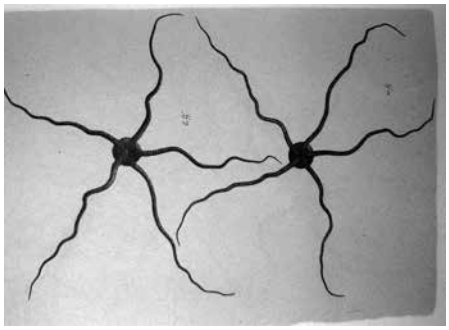


Fig. 11 - Ofiure dal libro di Chiereghin.
Ophiura of Chiereghin's book.

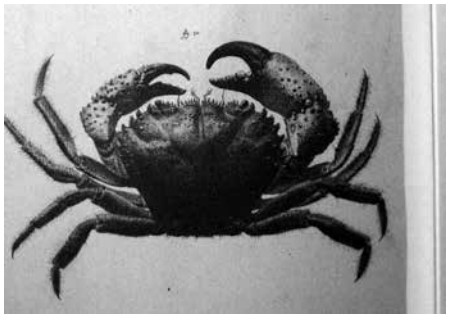


Fig. 12 - Granchio dal libro di Chiereghin.
Crab of Chiereghin's book.

Lazzaro Spallanzani e lo scultore Antonio Canova dissero che Chiereghin aveva "l'anima nelle mani" elogiando in questo modo la sua eccezionale abilità nel rappresentare con i più minuti particolari gli organismi marini, cosa che solo un disegnatore esperto di storia naturale poteva fare.

Lazzaro Spallanzani rifece a Rovigno gli esperimenti sull'elettricità delle torpedini, che aveva già fatti a Chioggia, trovando anche il tempo di litigare con gli abitanti della cittadina istriana.

A Trieste le ricerche in mare hanno una lunga storia. Nella prima metà dell'ottocento venivano a Trieste naturalisti provenienti dall'Europa centrale che ritenevano assai breve la durata, di "soli 4 giorni", del viaggio da Berlino a Trieste. Nell'ambiente cosmopolita di quel tempo, trovavano qui condizioni favorevoli per il soggiorno. Al Boschetto, alle porte della città, c'era addirittura una locanda chiamata "Albergo degli Indagatori di Scienze Naturali". La lingua tedesca. era molto conosciuta e fin dal 1810 la Società di Minerva sorta ad opera di Domenico Rossetti radunava un gran numero di cultori di Zoologia e Botanica fra i quali emerge Domenico Biasoletto, titolare di una farmacia ancora esistente.

Da ricordare le dispute fra "minerviani" evoluzionisti e irriducibili creazionisti seguaci di Cuvier.

Il Vallone di Muggia era una specie di paradiso per i naturalisti, così si esprimeva il naturalista triestino Stossich (1879): "Per la ricchezza di forme e produttività negli individui gode riputazione grandissima presso i naturalisti il Vallone di Muggia, per cui da lontane regioni essi si recano alla nostra marina ed ivi si stabiliscono per qualche tempo, onde godere dell'opportunità di perfezionare i loro studi principalmente sulle produzioni del nostro mare che meglio di qualunque altro richiamano l'attenzione, l'interesse dei più recenti scrutatori della vita organica, arricchendo così la scienza di preziosissimi materiali che esclusivamente ci appartengono".

Nei primi decenni dell'800 non c'erano a Trieste attrezzature per la ricerca; i materiali raccolti in mare venivano studiati superando difficoltà facilmente immaginabili nelle stanze degli alberghi, dove i ricercatori alloggiavano. Le condizioni di lavoro migliorano sensibilmente nella seconda metà del secolo: "il periodo più prestigioso della vita di Trieste periodo a dir poco favoloso, qualora lo si voglia confrontare con l'attuale momento economico e la grave crisi che stanno attraversando le istituzioni e gli ambienti scientifici triestini" così si esprimeva nel 1980 il triestino G. Pilleri, direttore dell'Istituto d'Anatomia del Sistema nervoso di Berna. Niente di nuovo sotto il sole.

Dopo l'apertura, nel 1869, del Canale di Suez vi fu un'enorme espansione dei traffici marittimi facenti capo a Trieste con conseguenti benefici economici. Nel 1852 fu inaugurato il Museo di Storia naturale Ferdinando Massimiliano, diretto dal naturalista polacco Simeone de Syrsky (1829-1882). De Sirsky compilò nel 1870 un calendario del periodo di riproduzione degli animali marini del Golfo di Trieste. La più importante delle sue ricerche è intitolata: "*Degli organi della riproduzione e della fecondazione delle anguille*" pubblicata nel 1875 nel *Bollettino della Società adriatica di Scienze naturali,* dove descrive il testicolo (organo di Sirsky) e gli organi maschili dell'anguilla migrante, sfatando fantasiose opinioni.

Rimase invece allo stato di dettagliato progetto la Stazione di Biologia marina che de Sirsky voleva costruire a Barcola. Dopo questo insuccesso de Sirsky tornò nella nativa Polonia.

Nel 1874 fu fondata la Società Adriatica di Scienze naturali.

La *"Imperial Regia Stazione Didattica e di Osservazione zoologica, sede distaccata dell'Università di Vienna",* quasi coeva con la più fortunata Stazione Zoologica di Napoli fondata nel 1874 da Anton Dohrn, venne inaugurata nel 1875 da K. Claus dell'Università di Vienna e F.E. Schulze dell'Università di Graz.

Sede della Stazione era una palazzina neoclassica a due piani, ex *dependance* della Villa Murat. Nella soffitta c'erano serbatoi nei quali era pompata l'acqua di mare che alimentava gli acquari del seminterrato. I ricercatori potevano usufruire gratuitamente di tutti i servizi della Stazione: attrezzature e reagenti compresi.

L'edificio, situato dove oggi c'è l'Istituto talassografico, fu distrutto dal bombardamento aereo del 10 giugno 1944.

Dopo appena un anno d'attività Claus affermava che le continue osservazioni della Stazione, in tutte le stagioni, nel mondo animale del Golfo di Trieste, avevano dato risultati interessanti ed inaspettati dimostrando fra l'altro che il Mare Adriatico, nei mesi invernali, è molto più ricco di animali pelagici: Ctenofori, Meduse e Salpe, di quanto si credeva. Risultati che smentivano le funeree previsioni di Anton Dohrn, che aveva definito la Stazione Zoologica di Trieste "ein totgeboren Kind", un bambino nato morto.

I risultati delle ricerche sui popolamenti bentonici e planctonici del Golfo di Trieste, condotte alla Stazione Zoologica di Trieste, pubblicati negli "Arbeiten aus dem zoologische Institute der Universiät Wien und der zoologischen Station in Triest" sono un prezioso materiale per i confronti con la situazione attuale, notevolmente modificata.

Nel 1914 la Stazione fu chiusa, la biblioteca trasportata in parte a Vienna ed in parte a Rovigno.

Era cominciata la prima guerra mondiale. La "Grande Storia" aveva steso la sua nera ombra sulla Piccola Storia della Stazione zoologica di Trieste. Le ricerche in mare furono interrotte, cessò la collaborazione italo-austriaca, assai promettente. Dalla città si udiva il sordo, terribile, rumore prodotto dai bombardamenti che precedettero le 11 sanguinose, inutili battaglie dell'Isonzo.

Alla fine della prima guerra furono fatte diverse proposte per la ricostituzione della Stazione: intervennero il Regio Comitato Talassografico, la ricostituita Società Adriatica di Scienze e l'U.Z.I. nel Convegno del 1921 che si tenne a Trieste. Nessuna proposta ebbe successo, come pure fallirono tutti i tentativi per riportare a Trieste la ricca biblioteca che era stata portata a Rovigno all'Istituto italo-germanico di Biologia marina dove rimase fino al 1943, quando durante la seconda guerra mondiale fu sfollata in una Villa Veneta.

Dopo la guerra, ad eccezione di una piccola parte del comune di Muggia, l'Istria e con l'Istria anche Rovigno passarono dalla sovranità dell'Italia a quella della Repubblica Federativa Jugoslava. Parte della biblioteca fu riportata a Rovigno dove nel frattempo era stato riaperto l'Istituto di Biologia Marina intitolandolo a Ruder Bosković (1711-1787), astronomo, matematico fisico, nato a Dubrovnik ma attivo in Italia. È uno dei fondatori dell'osservatorio astronomico di Brera.

La parte della biblioteca rimasta in Italia fu depositata al piano terra di un locale dell'Istituto di Biologia del Mare del CNR in Riva 7 Martiri a Venezia. Fui informato della cosa ai primi di ottobre del 1966 da Tomo Gamulin e con il Dr Mario Specchi decidemmo di andare a vedere se era rimasto qualcosa che valesse la pena di esser portato a Trieste.

E qui si inserisce un episodio, che racconto anche se non del tutto conforme alla solennità di una "dissertatio inauguralis". In una delle casse c'erano numerose bottigliette con ancora una parte del contenuto; Mario Specchi riconobbe la calligrafia delle iscrizioni sulle etichette, erano quelle dei reagenti che avevo adoperato durante un mio soggiorno a Rovigno quando (1938) preparavo la tesi di Laurea. Il mio primo lavoro sui Chetognati del Mare Adriatico è pubblicato nelle "Note dell'Istituto Italo-Germanico di Biologia marina di Rovigno, Vol. I, 1941.

Nella stessa cassa c'era anche una scatola di quelle usate per i sigari, con trepang disidratato, ricordo del periodo "autarchico". Le Autorità del tempo, sapendo che milioni di cinesi si nutrivano di trepang preparato con *Holothuria*, abbondante

anche in Adritico, avevano pensato che anche gli italiani avrebbero potuto fare la stessa cosa. Uno stabilimento di Isola d'Istria aveva cominciato a confezionare il trepang, nelle scatolette usate per le acciughe e con la stessa ottima salsa di olio di olive e di pomodoro. Quando veniva qualche visitatore noi studenti venivamo trasformati in "assaggiatori". Eravamo abilissimi nell'intingere il pane nel sugo e nel gettare a terra il trepang, dove il gatto dell'Istituto lo faceva sparire.

Dubito che i miei studenti che pure mi volevano molto bene avrebbero accettato di fare gli assaggiatori di trepang.

Aperta un'altra cassa trovammo libri della biblioteca della Stazione Zoologica di Trieste portati a Rovigno nel 1914. Alcuni di questi volumi hanno un notevole valore storico perché riportano preziose informazioni sulla composizione e sui cicli dei popolamenti planctonici e bentonici del Golfo di Trieste alla fine dell'800 e nei primi decenni del '900.

Decidemmo di portare a Trieste le casse, che erano una quarantina; il trasporto, con l'imbarcazione dell'Istituto Geofisico messa a disposizione dal Prof. Carlo Morelli, allora Direttore del Geofisico, fu curato da Guido Bressan. Fummo molto fortunati perché l'eccezionale acqua alta del 3 novembre 1966, distrusse irrimediabilmente tutto quanto si trovava in quel piano terra. Le casse vennero depositate ad Aurisina nell'edificio comunale, dove ora c'è il Laboratorio di Biologia marina, che per interessamento dell'Ing. Spaccini, Sindaco di Trieste, erano stati dati in uso per un affitto simbolico. Un primo lavoro di sistemazione dei locali, che fra l'altro mancavano di illuminazione e di servizi, venne fatto dai Dottori Orel e Specchi che ripararono nel modo migliore possibile, infissi e pavimenti, montarono in tre stanze gli scaffali nei quali vennero collocati i libri. Questo lavoro venne continuato da Mario Bussani al quale si deve il merito di averci segnalato l'esistenza di quei locali, merito non trascurabile, perché fino a quel momento erano stati inutili tutte le iniziative per ottenere, lungo la costa, da Punta Sottile a Monfalcone, locali per il Laboratorio di Biologia marina.

Era intenzione mia e di Sandro Pignatti di farne la sede marina di Laboratori al mare degli Istituti di Zoologia e di Botanica, laboratori che sarebbero stati aperti anche a studiosi di altri Istituti che avessero avuto bisogno di organismi marini per le loro ricerche.

Non vi annoierò di più con questo argomento e del resto non c'é nemmeno il tempo per dire di come si arrivò, superando infiniti ostacoli burocratici all'approvazione della Convenzione fra Comune, Provincia e Università di Trieste e alla costituzione del Consorzio di gestione del Laboratorio formato dalla Provincia, dal Comune e dal l'Università di Trieste, (adesso ne fa parte anche l'Università di Udine) ed alla approvazione dello Statuto.

Dopo 13 anni il 1° dicembre 1979 il Laboratorio fu inaugurato ufficialmente. Presidente del Consorzio era l'On. Corrado Belci. L'anno scorso (2004) è stato possibile dare nuovo spazio alla biblioteca ed ai laboratori

Le ricerche nel mare di Trieste ricominciarono soltanto nel 1962 quando fui chiamato a Trieste alla Cattedra di Zoologia, del Corso di Laurea in Scienze Naturali appena istituito.

Soltanto per citare i programmi ed i risultati di alcune delle ricerche fatte dal 1962 sarebbe necessario troppo tempo, ricorderò pertanto solo alcune delle ricerche più significative svolte in passato e i programmi di ricerca in corso al Laboratorio di Biologia marina e ai dipartimenti di Biologia e di Scienze della Terra

Oggetto delle prime ricerche: il Vallone o Baia di Muggia che è una parte del

Porto di Trieste. La topografia e la circolazione delle correnti marine nel Vallone sono state modificate dalle dighe costruite all'inizio del 900 per proteggere il porto; i differenti tipi di fondali per effetto dell'inquinamento e della modificazione del ritmo di sedimentazione, dovuto in gran parte al disboscamento delle pendici della valle del Rio Ospo, sono sostituiti da fondi prevalentemente fangosi. Totalmente scomparse lungo la riva Sud le ricche e varie biocenosi, sostituite in altre zone dalla monotona associazione *Corbula-Aporrhais.* (Ghirardelli e Pignatti, 1968; Specchi e Orel, 1968; Fonda Umani e Orel, 1997). Il paradiso degli zoologi dell'800 descritto da Stossich (1876) è scomparso.

Il compianto Prof. Roberto Marchetti del CNR mi disse che le ricerche del 1968 erano le prime in Italia nelle quali le biocenosi erano usate come indice per classificare le caratteristiche dei biotopi.

Altre ricerche fatte in quel tempo riguardano il *neuston* che è formato dagli organismi che vivono sulla pellicola di tensione superficiale (*epineuston*) o subito sotto (*iponeuston*). Lo studio del neuston ha anche notevoli riflessi pratici perché ci dice quali organismi vengono danneggiati dagli sversamenti in mare. Uova e larve di pesci del neuston sono uccisi dagli idrocarburi presenti nell'acqua con la quale sono state lavate le cisterne delle petroliere. In questi ultimi anni una particolare attenzione venne rivolta alle maree rosse ed al fenomeno del mare sporco e delle sue cause tuttora oggetto di indagini sperimentali al Laboratorio di Aurisina. La storia di questo impressionante fenomeno è raccontata nel volume del 1989: Gli episodi di "mare sporco" nell'Adriatico dal 1729 ai giorni nostri, a cura di Fonda Umani, Ghirardelli e Specchi, edito dalla Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia.

Ricerche di Biologia marina e sulla pesca sono in corso al Dipartimento di Biologia dell'Università al Laboratorio di Aurisina che dall'anno passato dispone di altri attrezzati locali sono in corso altri programmi di ricerca nazionali ed internazionali.

Bibliografia

BENASSO G. (1984) - Gli studi sul mare e sulle acque interne. *Enciclopedia monografica del Friuli Venezia Giulia. Vol. 1. La ricerca scientifica*. Istituto per l'Enciclopedia del Friuli Venezia Giulia. Udine: 370-410.

BUSSANI M. (1996) - Pedoci, Cozze, Muscoli, Mitili dal mare in cucina a Trieste. CO.GIU. MAR., Trieste.

CHIEREGHIN S. (2001) - Descrizione de' Pesci, de' Crostacei, e de' Testacei che abitano le Lagune ed il Golfo Veneto, Vol. 1 (Testi), pp. 982; Vol. 2. (Illustrazioni), pp. 829. Ed. Canova, Treviso.

FONDA UMANI S., OREL G. (1997) - I porti e la biologia del mare. *Atti 3° Congresso Mare e... Porti. Trieste 14 ottobre 1995*: 40-60.

GHIRARDELLI E., PIGNATTI S. (1968) - Conséquences de la pollution sur les peuplements du «Vallone de Muggia» près de Trieste. *Rev. Intern. Oceanogr. Med.,* **10**: 111-122.

GIBIN C. (1997) - L'esplorazione del Golfo di Venezia: I disegni del naturalista chioggiotto Stefano Chiereghin per Lazzaro Spallanzani. T & G Ed., Conselve (PD): 149 pp.

PILLERI G. (1980) - Simone Adamo de Sitrsky (1829-1882), Il Museo di Storia Naturale Ferdinando Massimiliano, la Società Adriatica di Scienze Naturali, la Stazione Zoologica di Trieste.*Verlag Hirnanatomischen Inst. Waldau Bern*: 96 pp, 22 Tav.

SPECCHI M. (1965) - La Stazione Zologica di S. Andrea a Trieste. *Boll. Soc. Adriatica Sci. Trieste,* **53**: 183-196.

SPECCHI M., OREL G. (1968) - I popolamenti dei fondi e delle rive del Vallone di Muggia presso Trieste. *Boll. Soc. Adriatica Sci. Trieste.,* **51**: 137-161.

STOSSICH A. (1876) - Breve sunto sulle produzioni marine del Golfo di Trieste. *Boll. Soc. Adriatica Sc. Trieste.,* **2** (3): 349-271.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 11-18

A. Bergamasco

Istituto di Scienze MARine – CNR, Sez. di Venezia,
S. Polo, 1364 - 30125 Venezia, Italia.
andrea.bergamasco@ismar.cnr.it

DIFFICOLTÀ E POTENZIALITÀ NELLA CORRETTA OSSERVAZIONE-INTERPRETAZIONE DELLE INFORMAZIONI CONTENUTE NELLE SERIE TEMPORALI CLIMATICHE

INFORMATIONS CONTENTS IN CLIMATE TIME SERIES: PROBLEM AND POTENTIAL IN OBSERVATION'S MEANING

Abstract

The paper highlines some problems and potential in interpreting climate time series because of high variability of physical processes and strong non linear interactions between sub-systems of earth climate.

After some preliminary statistical considerations from signal theory, illustrating what and how we can infer from a time series spanning some centuries with hourly or daily resolution, the paper underlines the pour actual linkage between different sub-systems of the earth system. In particular, focusing on temperature, the surface temperature trend can induce errors because of tridimensional structure of ocean circulation and exchange with atmosphere.

Key-word: *statistical analysis, climatic data, sea surface temperature data, meteorology, climatic changes.*

Introduzione

Le recenti problematiche innescate dalle innumerevoli tempeste tropicali in America Latina, in Indonesia, il disastro ambientale di New Orleans, la riduzione di alcuni ghiacciai e del volume della calotta in Groenlandia non possono essere semplicemente etichettati superficialmente come segni evidenti del cambiamento del clima.

È la preoccupazione per l'aumento in frequenza ed intensità degli uragani così come preoccupano i ghiacci che si riducono e la temperatura che cresce a spingere giudizi affrettati invece che ad interpretazioni scientificamente valide. Sul significato e sul valore di tali variazioni climatiche infatti c'è molta confusione, alimentata dal fiorire di argomentazioni in un certo senso amatoriali, mentre la complessità dei fenomeni reclama un approccio scientifico rigoroso.

Il clima è sempre stato mutevole. Ci si pone però l'interrogativo se le oscillazioni che osserviamo attualmente siano naturali oppure se le attività umane influenzino tale fenomenologia e quanto.

Il consenso della comunità scientifica è pressochè unanime nel constatare un riscaldamento globale in atto e l'esistenza di un contributo antropico, ma sussistono molte incertezze, che cercheremo di esplorare in questo articolo non solo riguardo al tipo e all'entità delle possibili conseguenze, ma soprattutto nella interpretazione delle informazioni contenute nei dati in nostro possesso.

Considerazioni preliminari

Ogni operazione di misura per sua natura coinvolge un certo dominio spazio temporale, ciò è dovuto alla grandezza del sensore, alla sua sensibilità, alla durata

della misura e all'intervallo temporale tra una misura e l'altra, come pure alla distanza spaziale tra le due misure. La procedura di acquisizione vincola cioè un ipervolume all'interno del quale la grandezza fisica è misurata con il suo errore strumentale, ma in questo ipervolume la variabilità intrinseca della variabile misurata può di fatto essere considerata come un errore della nostra misura.

Il valore dell'errore strumentale allora spesso diventa trascurabile rispetto alla variabilità sia essa spaziale che temporale del campo stesso oggetto della misurazione.

La variabilità spaziale e temporale degli osservabili, connessa con la difficoltà di misure sinottiche porta dunque ad una difficile interpretazione dei dati misurati che diventa ancor più difficile quando vogliamo confrontarli con i risultati di una simulazione numerica. Infatti, data la natura discreta della rappresentazione dei campi modellati, i risultati delle simulazioni sono osservabili misurabili contemporaneamente, all'interno dello stesso passo temporale di integrazione del modello, e sono relativi al volumetto spaziale di integrazione (passo di griglia orizzontale, spessore di griglia verticale).

In questo modo il valore discretizzato si riferisce alla media assegnata al nodo di griglia (ipervolume osservabile) all'interno di tale volumetto la variabile è nota come "valore medio" omogeneo cioè come un unico valore che non ha variazioni spaziali.

Per una data osservazione acquisita o modellata ad intervalli regolari, detta serie temporale, cioè per un segnale discreto $\varphi(t)$, noto con una data frequenza di campionamento Δt, dalla teoria dei segnali, la più alta frequenza che possiamo risolvere è la frequenza di Nyquist

$$f_N = \frac{1}{2\Delta t}$$

mentre se la durata di campionamento totale è $N\Delta t$ allora la più bassa frequenza osservabile (detta frequenza fondamentale) sarà

$$f_0 = \frac{1}{N\Delta t} = \frac{1}{T} \quad .$$

Quindi un osservatore che analizzi tale campionamento sarà in grado di vedere frequenze comprese tra

$$f_0 \leq f \leq f_N \quad .$$

Appare quindi chiaro che un buon punto di partenza è quello di poter disporre di lunghe serie temporali di dati climatici, così facendo si può abbassare la frequenza fondamentale e quindi esplorare variazioni a lungo termine, mentre avendo una serie campionata in modo sufficientemente rapido possiamo risolvere bene la frequenza di Nyquist, e quindi oltre che a risolvere le variazioni a breve termine disporre di una risoluzione buona per separare le frequenze vicine.

Vedremo nel paragrafo seguente cosa comportano queste limitazioni nel caso di alcune serie temporali a nostra disposizione.

Una tipologia di serie temporali a carattere climatico è la serie delle temperatire. Dal punto di vista strumentale, si può disporre di serie valide per siti europei di qualche centinaio d'anni. Se volessimo aumentare la lunghezza dovremo basarsi su opportuni proxy. Un proxy è una qualsiasi variabile strettamente correlata con

un'altra (nel nostro caso la temperatura) in modo da poter essere convertita, dopo opportune calibrazioni. Per esempio la crescita degli alberi, analizzata attraverso lo spessore degli anelli di accrescimento, oppure la variazione del rapporto isotopico dell'ossigeno delle bollicine d'aria intrappolate nelle carote di ghiaccio, sono buoni proxies della temperatura dell'aria. Senza entrare nel dettaglio degli errori strumentali e interpretativi delle diverse metodologie di analisi, viene da riflettere sul fatto che il clima stesso è definito in modo vago e la temperatura o l'umidità sono solo alcune delle grandezze che lo caratterizzano.

La serie della Temperatura di Milano

Per il momento concentriamoci sulla temperatura, acquisita in modo strumentale, direttamente con un termometro, e facciamolo per un sito continentale dell'Italia settentrionale. Disponiamo così della serie temporale della temperatura misurata a Milano dal 1763 ai giorni nostri. Essa può essere considerata lunga se siamo interessati alla variabilità giornaliera e stagionale, contiene anche informazione circa la variabilità interannuale e decadale, ma attenzione a fare inferenze secolari e ancora di più sui trend climatici che ora vanno di moda.

Essa è misurata giornalmente e in vari momenti della giornata. Negli ultimi anni ci sono anche campionamenti più frequenti nella singola giornata. Possiamo sicuramente evidenziare una temperatura minima e una massima, e ancora una temperatura media. Possiamo pensare alla media oraria, a quella giornaliera, a una quindicinale, mensile, annuale e così via. In Fig. 1 per esempio viene graficata la Temperatura media quindicinale a Milano dal 1763 al 1998. In ascissa sono il numero delle realizzazioni ed evidenziata la temperatura media di tutto il periodo che ci servirà successivamente per il calcolo della anomalia.

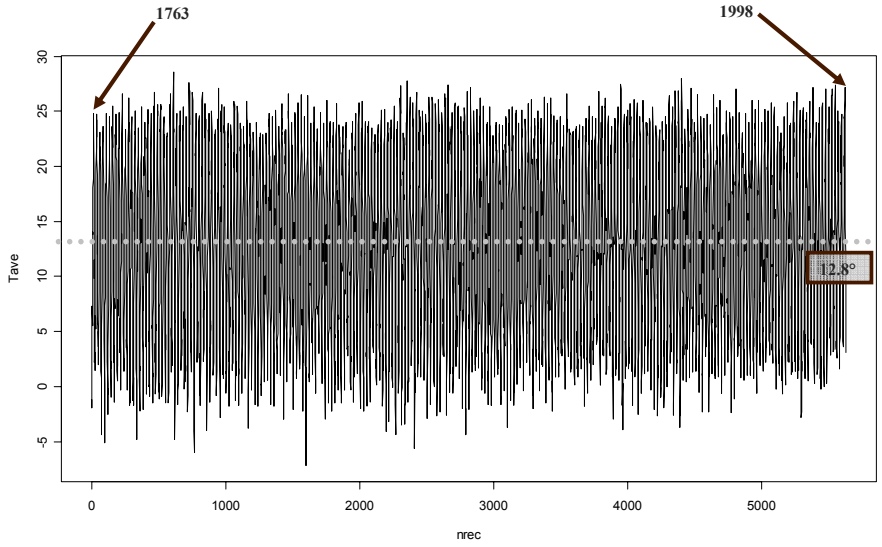


Fig. 1 - Temperatura media quindicinale della temperatura di Milano.
Biweekly average temperature of Milan's time series.

In Fig. 2 invece viene mostrata l'anomalia di temperatura per lo stesso periodo come media annuale. Se avessimo fatto la media dell'anomalia sulla media quindicinale avremo trovato 0.0, ma l'anomalia della media annuale mostra ancora un leggero trend.

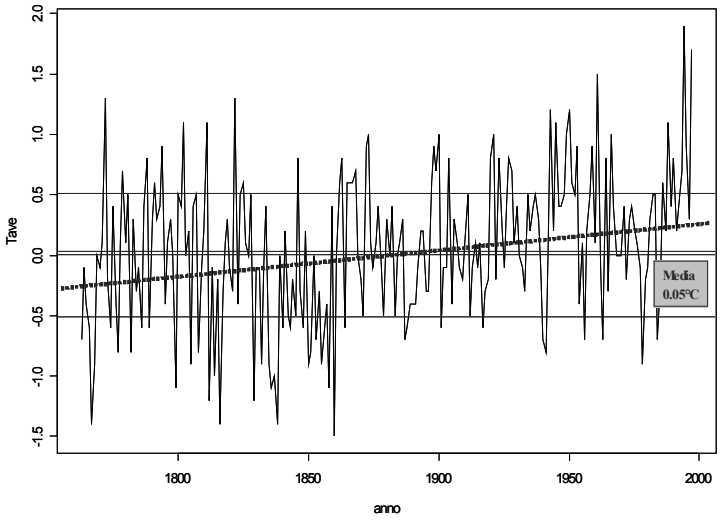


Fig. 2 - Anomalia della temperatura media annuale di Milano nel periodo 1763-1998. Il trend è reale o indotto da come è stata calcolata l'anomalia?
Yearly average temperature anomaly of Milan's time series during 1763-1998. Trend is a real feature or an induced value from anomaly procedure computation?

La Tab. 1 riassume alcune delle medie che possiamo calcolare.

Tab. 1 - Analisi statistica di base della serie di temperatura di Milano.
Basic statistical analysis of Milan's temperature time series.

Temp. Milano	**1763 1799**	**1800 1899**	**1900 1998**	**1763 1998**
media	12.7 °C	12.67 °C	13.04 °C	12.8 °C
mediana	13.0 °C	13.0 °C	13.1 °C	13.1 °C
minima	-12.8 °C	-12.6 °C	-9.5 °C	-12.8 °C
massima	33.3 °C	30.9 °C	31 °C	33.3 °C

Se sovrapponiamo la temperatura media giornaliera del periodo 1763–1799 (Fig. 3) ma sovrapponendo gli anni si vede chiaramente il ciclo stagionale, con temperature più elevate in estate e più basse in inverno.

Si vede inoltre l'esistenza di una grande variabilità che porta per esempio il primo febbraio 1792 a segnare +10.6 °C mentre il 4 febbraio 1796 viene registrato –8.4 °C. Si vede inoltre come l'esistenza di una fascia di temperature possibili, una fascia di circa 10 °C sia indipendente dal giorno dell'anno. Non solo, ma

se ripetessimo tale grafico per il secolo 1800-1899 e ancora 1900-1999 otterremo figure molto simili. Senza togliere nulla al significato della validità di fare medie, anomalie sulla media e trend della media, vorrei sottolineare che, date le nostre scarse comprensioni dell'evoluzione del clima, non siamo in grado di risolvere questa varianza in segnali multiannuali o interdecadali in modo che non sia solo una fascia di temperature possibili, ma dare un senso di causa-effetto alle variazioni.

Allo stato attuale stiamo cercando di capire i legami tra i comportamenti in diverse parti del globo in termini di teleconnessioni. Esse però sono buone ipotesi di lavoro, ma siamo ben lontani dal riuscire ad interpretare le cause che portano la temperatura di Milano a 4 anni di distanza a differire di 18 °C!

Ecco perchè nelle ricostruzioni dei proxy che portano le nostre serie temporali ad essere ben più lunghe, arrivando a centinaia di migliaia di anni, non ci permettono ancora di esprimere che un trend di 0.5 °C è significativo da solo a garantire scientificamente l'esistenza di un global warming.

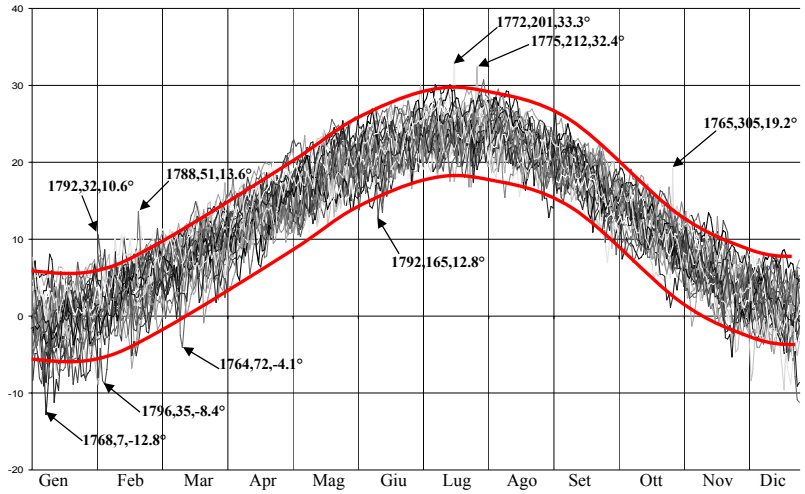


Fig. 3 - Temperatura media giornaliera di Milano nel periodo 1763–1799, riorganizzata per mese. Sono evidenziati alcuni eventi estremi: primo valore è l'anno, il secondo è il giorno giuliano, il terzo valore è la temperatura acquisita.

Daily average temperature of Milan's time series during 1763-1799, plotted every year. Some extreme events are highlined: values are year, julian day and temperature in °C.

Il Clima e la sua variabilità

Per completare il quadro delle difficoltà di comprensione–interpretazione vorrei porre l'attenzione ora ai complessi fenomeni di cui bisogna tener conto e che spesso sono trascurati nelle nostre conclusioni–inferenze.

Il clima planetario nasce dall'equilibrio energetico che si stabilisce tra la radiazione solare in arrivo e quella emessa dalla Terra verso lo spazio esterno. Il Sole

è come un corpo nero alla temperatura di circa 6000 °K, emette quindi principalmente nella parte visibile dello spettro elettromagnetico. La Terra invece comportandosi come un corpo nero alla temperatura di circa 300 °K emette con un massimo nell'infrarosso. In realtà se non ci fosse l'atmosfera l'emissione sarebbe più bassa di circa 35 °K. L'atmosfera infatti è quasi trasparente alla radiazione solare visibile, mentre assorbe la radiazione infrarossa emessa dalla superficie terrestre attraverso alcuni suoi costituenti minori come il vapor acqueo, l'anidride carbonica, il metano. Ovviamente il bilancio radiativo non è uniforme su tutta la superficie terrestre perchè esistono vari processi che tendono a ridistribuire tale energia e coinvolgono i vari componenti del sistema climatico ed in particolare solo la circolazione dell'atmosfera e dell'idrosfera. Sono proprio le loro interazioni a differenziare la varietà di climi che si registrano sul pianeta.

Anche l'idrosfera abbraccia tutta la Terra esibendo un ruolo primario sia per estensione, ricoprendo il 70% del globo, sia per l'elevata capacità termica. In Tab. 2 è mostrato il calore specifico e l'albedo delle diverse componenti del sistema climatico. Come si può vedere essa ha una albedo bassa e quindi assorbe più energia di altri componenti come ad esempio della criosfera. L'oceano rappresenta quindi una riserva di calore. Inoltre a differenza di quanto avviene nella litosfera ove il calore rimane praticamente alla superficie, nel mare l'energia termica viene immagazzinata per effetto di formazione del termoclino e dei processi convettivi in uno

Tab. 2 - Alcune caratteristiche delle componenti del sistema climatico terrestre.
Some characteristics of Earth's Climate System.

Componenti sistema climatico	**Calore specifico (cal cm^{-2} °C $^{-1}$)**	**%**	**albedo**
atmosfera	3 10^{-4}	100	-
idrosfera	1	70	6
criosfera	1	10	80
litosfera	0.5	20	15

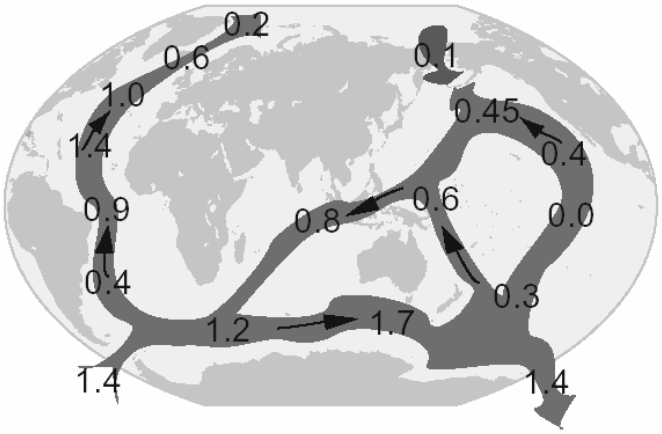


Fig. 4 - Stima del trasporto oceanico del calore in PetaWatts.
Heat oceanic transport estimate in PetaWatts.

strato dello spessore di centinaia di metri, e attraverso la circolazione termoalina globale e la ventilazione profonda interessa tutto lo spessore dell'idrosfera che mediamente è 4000 m.

Un altro fattore importante è dovuto al fatto che l'idrosfera come l'atmosfera è molto dinamica, gli oceani quindi non solo fungono da riserva di calore ma la ridistribuiscono attraverso le correnti. Nelle Figg. 4 e 5 sono mostrate le stime attuali dei diversi trasporti di calore e di 'acqua dolce', come anomalia di salinità.

In Fig. 4 sono evidenziati i trasporti in PetaWatts. Un Petawatt corrisponde a 10^{15} Watts ed è equivalente a circa 60 volte il consumo globale annuale di energia.

Analogamente al calore gli oceani trasportano acqua dolce. Se pensiamo all'anomalia di salinità possiamo considerare che un trasporto di acqua più salata è un trasporto netto di sale, mentre un trasporto di un'anomalia negativa di salinità è di fatto il trasporto di acqua dolce. In Fig. 5 vediamo proprio la stima del trasporto di acqua in milioni di metri cubi al secondo. L'oceano Atlantico ha una salinità media più elevata, quindi c'è un flusso netto di sale dall'Atlantico al

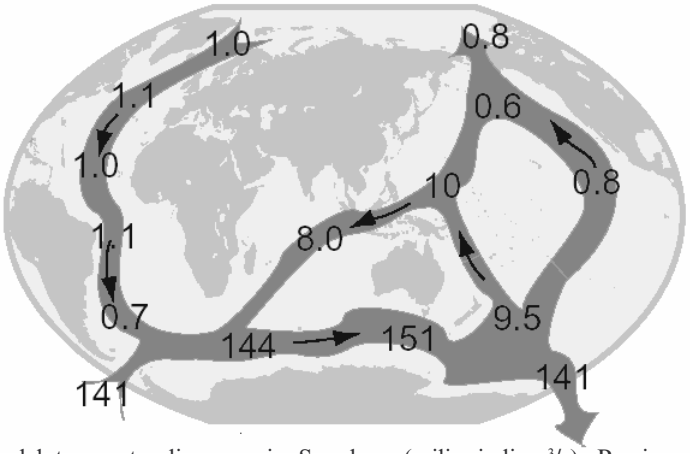


Fig. 5 - Stima del trasporto di acqua in Sverdrup (milioni di m^3/s). Possiamo pensare a un movimento di acqua dolce come anomalia di salinità.

Oceanic water transport in Sverdrup (million of m^3/s). Negative salinity anomaly could be interpreted as fresh water transport.

Pacifico, che sarà compensato da un ritorno in atmosfera. Le figure sono adattate da A. McDonald e C. Wunsch.

Questi trasporti connessi con la struttura tridimensionale dei campi di temperatura e salinità incidono fortemente sui meccanismi di ridistribuzione del calore nella Terra nel suo complesso.

Conclusioni

Per queste ragioni interpretazioni di sole analisi statistiche che non coinvolgano i risultati di modelli accoppiati idrosfera-atmosfera sono destinate ad avere errori associati elevati e varianze destinate a non fornire le informazioni volute.

Per contro modelli sofisticati sono difficili da gestire per tempi di simulazione lunghi, per cui l'attuale ricerca di frontiera si concentra su modelli a complessità intermedia capaci di catturare i processi più importanti e gli accoppiamenti più significativi tra sottosistemi ma contemporaneamente poter eseguire simulazioni di parecchie centinaia di anni se non di parecchi centinaia di secoli.

Summary

The last meteorological events, the many tropical storms and the New Orleans environmental disaster as well as the recent decreasing volume of ice cover in Greenland, are often interpret as signals of climate change. But a correct scientific approach and some considerations need to be done. Climate was and is always very variable. The major challenge is to determine how the variability we observe is natural or human induced. There is a general consensus in the scientific community to the global warming, but the uncertainties we have are the same order of magnitude of the signals we want to detect.

The paper want to point out some considerations about this topic. First, the article underline the procedure of measure, that always involve a finite space-time domain. This define an hypervolume where the physical variable is observed as an average of its natural variability. For many environmental variables this variability have the same order of the signal we want to measure, and often it is greater than the instrumental error we do. Last but not least the synopticity we assume to have is a key issue for the right vision of the phenomenon and its evolution, but it is not always possible. This mean that what we measure is always affected by intrinsic errors, same times big.

Signal theory give us the correct window to observe: Nyquist frequency and fundamental frequency are the extremes of this window and they depend of sample frequency and of sampling duration. This is the reason for use selected proxy: we want to enlarge that window. For example tree rings or air bubbles trapped on ice core are usefull proxies of air temperature and humidity evolutions.

Going deeper to the temperature analysis the paper explore the behavior of air temperature in Milan recorded from 1763 up to 2000. Classic statistical analysis is performed, and results are criticized in terms of natural variability of the signal.

Paper end with same considerations about the earth climate system and its energy balance, underlining the future need to think in terms of atmosphere–ocean–cryosphere linkages. A measure of the sea surface temperature evolution for example can be misleading because we forget the whole thermo-haline circulation of the oceans that link polar regions to the tropics and atmosphere circulation. Ocean transport in facts order of PetaWatts of heat, equivalent of 60 time the global energy consumption. Ocean transport also fresh water, in terms of salinity anomaly! Heat and salt are two important key variables for earth climate system.

Only an integrate vision of atmosphere–ocean–cryosphere completed with their modeled interactions could be the correct approach to overcome actual uncertainties, at least from decades to millennia scales.

Bibliografia

CAMUFFO D., JONES P.D. (2002) - Improved understanding of past climatic variability from early daily european instrumental sources. *Climate Change*, **53**: 1-3.

LEITH C.E. (1973) - The standard error of time-average estimates of climatic means. *J. Appl. Meteorol*., **12**: 1066-1069.

MAROTZKE J., STONE P.H. (1995) - Atmospheric transports, the thermohaline circulation, and flux adjustments in a simple coupled model. *J. Phys. Ocean*., **25**: 1350-1364.

MITCHELL J.M. (1976) - Overview of climatic variability and its causal mechanisms. *Quartern Res.,* **6**: 481-493.

RAHMSTORF S., GANOPOLSKI A. (1999) - Long-term global warming scenarios computed with an efficient coupled climate model. *Climate Change*, **43**: 353-367.

VENABLES W.N., SMITH D.M. AND THE R. DEVELOPMENT CORE TEAM (eds) - *An introduction to R*. ISBN 3-900051-12-7.

VON STORCH H., ZWIERS F.W. (eds) - *Statistical analysis in Climate Research.* Cambridge University Press. ISBN 0 521 45071 3.

WUNSCH C. (1992) - Decade-to-century changes in the ocean circulation. *Oceanography*, **5**: 99-106.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 19-29

A. Abella, M. Ria, C. Rustighi, E. Cecchi, F. Serena

ARPAT, Area Mare, Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.
a.abella@arpat.toscana.it

TIME SERIES ANALYSIS OF COMMERCIAL LANDINGS OF FIVE SPECIES IN THE PORT OF VIAREGGIO

ANALISI DI SERIE TEMPORALI DI SBARCATO COMMERCIALE DI CINQUE SPECIE NEL PORTO DI VIAREGGIO

Abstract

A 15 years long time series data regarding landings per unit effort (LPUE) of 5 commercial species were analysed. Data proceed from a catch assessment survey performed in the port of Viareggio, Ligurian Sea. The utilization of an univariate ARIMA model with forecasting capabilities (Tramo-Seats) allowed to modelling the changes in time of the catch rates, taking under consideration trends and seasonality. Catch rates of European hake have shown a declining trend stabilized at low values in the last years. In the case of red mullet, horned octopus and mantis shrimp an almost steady pattern is observed while for Norway lobster, LPUE's show a rising trend that seems to stop since year 2003. A short term forecast of LPUE suggest for all the species an almost stationary pattern for the next 2 years.

Key-words: *Western Mediterranean Sea, landing statistics, time series analysis, prediction.*

Introduction

Biological time series are essential tools to track the long-term changes of marine systems. Time series analysis allows the identification of the nature of the phenomenon represented by a sequence of observations in terms of their two basic components, trend and seasonality. They allow prediction of future values (forecasting) of the time series variable using the previous values of the same time series.

The use of time-series analysis to model fish population dynamics has increased in recent years (Fogarty, 1988; Quinn & Marshall, 1989; Stergiou *et al*., 1997). Stein and Lloret, (2001) state that they are important because may provide insight into the nature of the system and because of their capability to produce forecasts.

In the Mediterranean Sea, analyses of changes in the marine system through the analysis of time series, were up to now not very widely utilized. Among the most important studies we can include Fiorentini & Caddy (1997), Tserpes *et al.* (2003), Lleonart (1993), Stergiou *et al*. (1997, 2003), Lloret *et al*. (2000, 2001), Zingone *et al.* (2003), Sinovcic (2003).

Data on landings by species, effort, used gear, fishing area are useful for stock assessment purposes. They allow the monitoring of certain indices that are likely to be linked with the status of exploitation of the stocks through the analysis of time series.

In the Viareggio port (Ligurian Sea, Italy) operates one of the most important Italian industrial fleets targeting demersal resources. Most of the vessels utilizes two variants of the bottom trawl net (tartana and volantina) and few vessels the rapido (a variant of the beam trawl). Moreover, part of the small scale fleet, utilizing trammel nets and gillnets also targets demersal species (Abella *et al*., 2000, 2001).

The industrial fleet is composed by about 80 trawlers of different size and tonnage, with a dominance of small-sized vessels. Fishers target is generally a

species complex. Commercial valued resources are distributed over all the wide continental shelf and on the slope, but the Viareggio fleet exploits more heavily the coastal resources.

Data proceeding from a catch assessment survey were analysed with an ARIMA (Box & Jenkins, 1976) based approach (Tramo-Seats) with the goal of modelling the changes in time of the abundance indexes of some demersal species of commercial importance and for a short term forecast.

Materials and methods

The analysed population is constituted by the vessels operating from the Viareggio port using bottom trawl nets targeting demersal species. The fleet with the mentioned characteristics progressively decreased since 1990 from 100 to the current 80 vessels.

The sampling design is a simple random sample, having all the vessels (sampling units), during every visit, an equal probability to be selected. About 40% of the whole active fleet targeting demersal species was on average sampled each visit. Information on fishing operations, furnished directly to fishers during landings, includes used gears, fishing area, depth, number and duration of tows.

The landed boxes by species are quantified and transformed in weight. The abundance index LPUE (landings per unit effort) was calculated for a selected number of species as "total weight in kg of the landed fraction/fishing effort" with effort expressed as effective hours fishing. The species selected for the analyses was based on their commercial importance in this port. *Merluccius merluccius* (European hake), *Mullus barbatus* (red mullet), *Eledone cirrhosa* (horned octopus), *Squilla mantis* (mantis shrimp), *Nephrops norvegicus* (Norway lobster) were chosen because considered the most appropriate under the above mentioned criterium.

The time series of each species was analysed using Tramo-Seats (Gomez & Maravall, 1997), an univariate ARIMA (autoregressive-integrated-moving-average) model based approach. The model, that is included in the package DEMETRA 2.04 (Eurostat, 2002), was constructed as linear functions of past values of the series and/or previous random shocks (or errors). The typical structure of an ARIMA model is as follows: (p,d,q) (ps,ds,qs).

The part of the model called "autoregressive" (AR) is represented by "p" which means that the value is determined by a relation with the previous values of the series. It can vary between 0 to 3. The term "q" represents the "moving average part" (MA) and is a random component that indicates the number of lags to use for determining the random part of the error ("white noise") with values between 0 and 3. The term "d" is the "differential order" (I, "integrated") and defines if the variable itself (d=0), its derivative (d=1) or its 2nd. derivative (d=2) are used. The terms "ps","ds", and "qs" are the respective orders of the autoregressive, integrated and moving average of the seasonal model and their values can be 0 or 1.

The model coefficients were estimated with a maximum likelihood non-linear method.

The time series is decomposed into their principal elements, namely trend, seasonality, any possible cycle and residuals. The elaboration of an ARIMA model with forecasting includes identification of the model, estimation of the parameters, verification and forecasting. In the first step the stochastic process that generated the data (model) is identified. A previous condition is the request of sta-

tionarity of the time series (with mean and variance of data constant along the time). If data do not match this condition, a procedure of transformation of data is necessary. The second step regards the proper estimation of the parameters of the model previously identified. The validation is done through diagnostic checks of residuals, specific statistics for testing their independence and normality (see Tab. 1). Tramo-Seats is an ARIMA model that is able to perform the analyses even when some information along the time series is lacking. It also analyses the time series for identification and quantification of outliers.

Tab. 1 - Statistics used for testing independence and normality of residuals.
Test statistici utilizzati per valutare l'indipendenza e la normalità dei residui.

Diagnostic statistic	**Phenomenon controlled**
Ljung-Box test on residuals	Evidence of autocorrelations in residuals
Box-Pierce test on auto-correlations of residuals at seasonal lags	Evidence of autocorrelations in residuals at seasonal lags
Ljung-Box test on squared residuals	Evidence of independence of residuals
Box-Pierce test on auto-correlations of squared residuals at seasonal lags	Evidence of independence of residuals at seasonal lags
Normality test on residuals	Normality in distribution of residuals
Skewness	Evidence of skewness in residuals
Kurtosis	Evidence of kurtosis in residuals

In this study, the model was not be accepted when:
- at least 1 of the selected statistics listed in Tab. 1 was significant at a 0.1% level;
- at least 3 of them were significant at a 5% level;
- outliers > 5% of the total number of observations of the original time series.

The availability of past quantitative information made possible to perform quantitative forecasting. The best ARIMA type of forecasting model is identified only after the data have been detrended and parameters identified and estimated. AR model forecasts are only based on more recent time series values, however, MA models need to start from the beginning of the time series.

The forecasting equation used here is the following:

$$F_{t+m} = (S_t + mb_t)I_{t-L+m}$$

where: F is the forecast at m periods ahead; t is an index denoting a time period; S is the smoothed observation:

$$S_t = \alpha \frac{y_t}{I_{t-L}} + (1-\alpha)(S_{t-1} + b_{t-1})$$

b is the trend factor:

$$b_t = \gamma(S_t - S_{t-1}) + (1-\gamma)b_{t-1}$$

I is the seasonal index:

$$I_t = \beta \frac{y_t}{S_t} + (1-\beta)I_{t-L}$$

α, β and γ are constants used for minimization of the mean squared errors (MSE).

The forecasting accuracy was tested by comparing the observed values for the last two years with the forecasted values obtained from a time series without these last two years.

The ability of forecasting for every month was tested with three methods:

1) use of regression techniques by testing if the slope of the straight line passing through the origin between actual and forecast values was statistically different to 1 ($p<0.05$);

2) by computing the mean absolute percentage error (*MAPE*) (Makridakis *et al.*, 1983)

$$APE = \frac{absolute(Xt - Ft)100}{Xt}$$

where X_t is the observed value at time t and F_t is the estimated value. *MAPE* is the mean of *APE* values for the whole time series. MAPE>50 indicates reduced forecasting accuracy.

3) by means of the Theil's *U statistics* (Theil, 1966) that allows comparing the forecasted values with other values defined with a naïve method which uses as a forecast at time t+1 the catch at time t (Makridakis *et al.*, 1983)

$$U = \sqrt{\frac{\sum_{t=1}^{n-1}\left[\frac{e_{t+1}}{X_t}\right]^2}{\sum_{t=1}^{n-1}\left[\frac{X_{t+1}-X_t}{X_t}\right]^2}}$$

Tab. 2 - Main statistics and parameters of the model. Out of range values in bold.
Principali test statistici e parametri del modello. In grassetto i valori fuori dall'intervallo.

	M. barbatus	***M .merluccius***	***N. norvegicus***	***E. cirrhosa***	***S. mantis***
N	174	174	174	174	174
Model	(1,0,0)(0,1,1)12	(0,0,1)(0,0,1)12	(0,1,0)(0,1,1)12	(0,0,0)(0,1,1)12	(0,0,1)(0,1,1)12
Transformation	None	Logarithmic	None	None	Logarithmic
Seasonality	Seasonal model used	Seasonal model used	Seasonal model used	Seasonal model used	Seasonal model used
Non seasonal AR	-0,6361				
Seasonal AR					
Non seasonal MA		-0,4486			0,3570
Seasonal MA	-0,9513	-0,7545	-0,7704	-0,7104	-0,9910
Ljung-Box on residuals	30,02 (0-33,90)	16,87 (0-33,90)	17,31 (0-35,20)	17,81 (0-33,90)	17,01 (0-33,90)
Box-Pierce on residuals	0,73 (0-5,99)	0,63 (0-5,99)	0,75 (0-5,99)	1,27 (0-5,99)	0,85 (0-5,99)
Ljung-Box on sq. residuals	25,86 (0-33,90)	17,81 (0-33,90)	15,81 (0-33,90)	25,35 (0-33,90)	12,67 (0-33,90)
Box-Pierce on sq. residuals	1,98 (0-5,99)	3,27 (0-5,99)	0,53 (0-5,99)	5,92 (0-5,99)	0,12 (0-5,99)
Normality	5,54 (0-5,99)	2,19 (0-5,99)	2,09 (0-5,99)	**7,26** (0-5,99)	**9,08** (0-5,99)
Skewness	0,14(-0,41;0,41)	0,30(-0,41;0,41)	0,13(0,39;0,39)	**0,43**(-0,38;0,38)	**-0,54**(-0,38;0,38)
Kurtosis	**3,95** (2,17-3,83)	2,83 (2,18-3,82)	3,52 (2,22-3,78)	3,60 (2,23-3,77)	3,45 (2,24-3,76)
% outliers	4,62% (0-5)	1,15% (0-5)	4,02% (0-5)	2,30% (0-5)	0,00% (0-5)

Where e_{t+1} is the error at time t+1($e_t = X_t - F_t$), X_t is the catch at time t and X_{t+1} is the forecast value at time t+1. $U<1$ indicates good forecasting efficiency.

Results

The main statistics regarding the model parameters and for validation are presented in Tab. 2. It includes the number of utilised observations (N), the chosen

ARIMA model, the applied transformation (if any), the existence of seasonality and the values of non-seasonal and seasonal AR and MA. In the lower portion of the table, the results of the validation tests of the model are shown. In each cell is reported the estimated value followed by the respective interval of acceptance. In the case of European hake and mantis shrimp the routine performed an authomatic log transformation of the time series due to the observed multiplicative relationship between the components of the series (non stationarity condition). This transformation was useful for obtaining an addittive structure neccesary for the decomposition.

The red mullet catch rates show a steady pattern during the period 1990-2004, with a mean value of LPUE fluctuating around 1.5-2 kg/h. The observed values show noticeable oscillations within the year ranging from 1 to 15 kg/h (Fig. 1a). The analysis evidenced noticeable seasonal oscillations (Fig. 1b), with a major peak in September; the amplitude of the oscillations remain unchanged during the whole studied period.

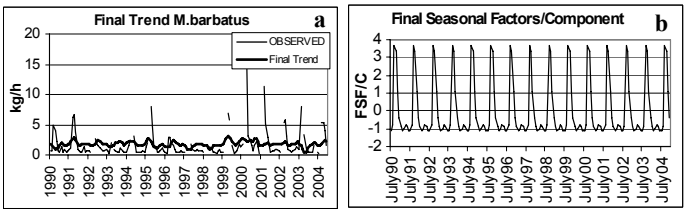


Fig. 1 - Final trend of LPUE series of *Mullus barbatus* (a) and seasonal fluctuations (b).
Trend della serie di LPUE di Mullus barbatus *(a) e fluttuazioni stagionali (b).*

The 2 years forecasting routine of the Tramo-Seats package does not predict any change in catch rates, while oscillations is expected to range between 1 and 5 kg/h (Fig. 6).

The European hake shows a constant decreasing trend during all the period (Fig. 2a) from about 3 to 0.5 kg/h, but declining appears to stop in the last years. The time series analysis shows marked seasonal fluctuations (Fig. 2b), with a major

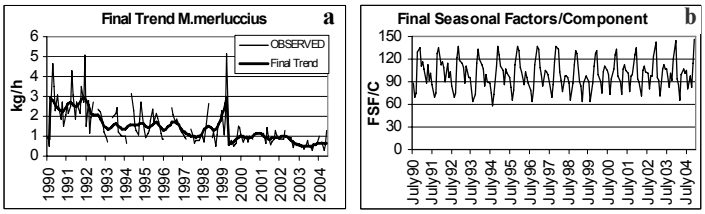


Fig. 2 - Final trend of LPUE series of *Merluccius merluccius* (a) and seasonal fluctuations (b).
Trend della serie di LPUE di Merluccius merluccius *(a) e fluttuazioni stagionali (b).*

peak in November-December and a minor peak in April-May. The seasonal fluctuations amplitude remain almost unchanged during the years object of this study.

The results of the forecasting routine of the Tramo-Seats package for the two successive years predict a steady pattern with values of LPUE fluctuating around 1 kg/h (Fig. 6).

The catch rates for Norway lobster are stationary during the period 1990-1995 with values of LPUE around 1.5 kg/h; from 1996 to 2003, catch rates of

this species increased with values rising 10 kg/h, while in the last year, a sharp decrease occurs (Fig. 3a). The analysis for seasonality shows marked oscillations with an increasing amplitude, more evident since 2001 (Fig. 3b); these oscillations

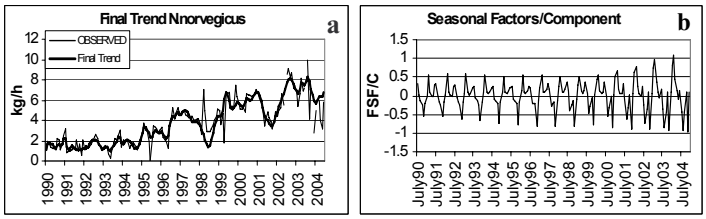


Fig. 3 - Final trend of LPUE series of *Nephrops norvegicus* (a) and seasonal fluctuations (b).
Trend della serie di LPUE di Nephrops norvegicus *(a) e fluttuazioni stagionali (b).*

present a main peak in February and a smaller second peak in June-July. The Tramo-Seats routine for forecasting allows to define an almost steady pattern for the future two years, with values of LPUE of around 7 kg/h (Fig. 6).

The horned octopus shows a stationary pattern during the whole period with values of LPUE around 2 kg/h (Fig. 4a). The observed values fluctuate with more evident peaks since 2002; in this period the LPUE's fluctuated between 0.5 and 6 kg/h. The catch rates show a seasonal fluctuating pattern (Fig. 4b). Catch rates

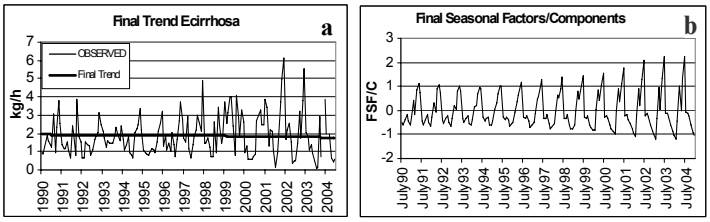


Fig. 4 - Final trend of LPUE series of *Eledone cirrhosa* (a) and seasonal fluctuations (b).
Trend della serie di LPUE di Eledone cirrhosa *(a) e fluttuazioni stagionali (b).*

show a major peak in May-June while seasonal fluctuations show an increasing amplitude especially since 1998.

The 2 years forecasting routine of the Tramo-Seats package suggest a stationary or a very light decreasing trend, with LPUE seasonal oscillations ranging from 0.5 to 5 kg/h (Fig. 6).

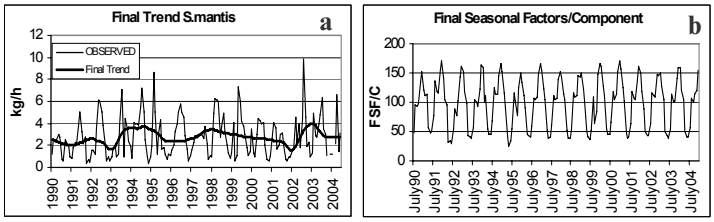


Fig. 5 - Final trend of LPUE series of *Squilla mantis* (a) and seasonal fluctuations (b).
Trend della serie di LPUE di Squilla mantis *(a) e fluttuazioni stagionali (b).*

The mantis shrimp catch rates show important fluctuations of LPUE between 1 and 10 kg/h with different peaks along the studied period, but an almost overall stability (Fig. 5a). The analysis of seasonality shows important regular fluctuations with a peak in December (Fig. 5b). The forecast for the years 2005-2006, suggests a steady situation for the future catch rates, with expected seasonal oscillations in the range 1-5 kg/h (Fig. 6).

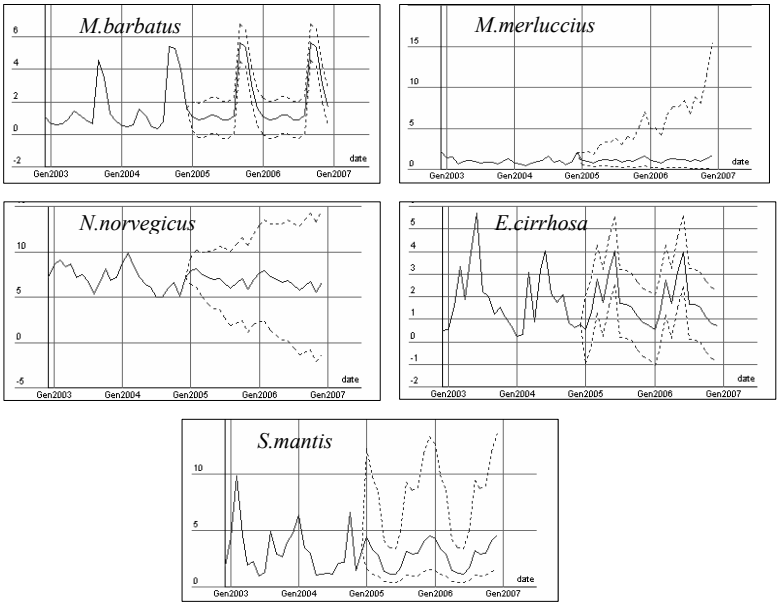


Fig. 6 - Forecasting of LPUE for the five analysed species.
Previsioni di LPUE per le cinque specie analizzate.

The analysis of forecasting accuracy, (Fig. 7 and Tab. 3) furnished different results depending on the species. For red mullet the forecasted values were consistent with the observed values and all the diagnostic tests furnished good results. In the case of European hake, the forecasting routine failed in the goal to capture the basic features of the data series of the period 2003-2004. Although the

Tab. 3 - Results of the test for validation of forecasting accuracy. The passed tests are written in bold.
Risultati dei test per la valutazione dell'accuratezza della previsione. In grassetto sono indicati i test superati.

Species	U-Theil	Regression			MAPE
		Slope	Lower 95%	Upper 95%	
Mullus barbatus	**0,459**	**0,975**	**0,467**	**1,484**	**18,0**
Merluccius merluccius	2,567	0,61	**0,507**	0,712	87,9
Nephrops norvegicus	**0,983**	**1,065**	**0,899**	**1,23**	**33,9**
Eledone cirrhosa	1,149	**1,052**	**0,772**	**1,331**	170,4
Squilla mantis	**0,778**	1,396	**1,045**	1,747	**36,6**

approach predicts, for the mentioned years, a steady situation (that really occurred) the estimates were systematically higher than the observed ones. In fact, the tests used for checking forecasting accuracy gave not satisfactory results.

The predicted and the observed values for the years 2003-2004 regarding Norway lobster were in agreement and all the tests suggested a good forecasting ability of the model.

For horned octopus, only the regression technique, suggested a good forecasting accuracy. For mantis shrimp, results for both the regression technique and MAPE were satisfactory.

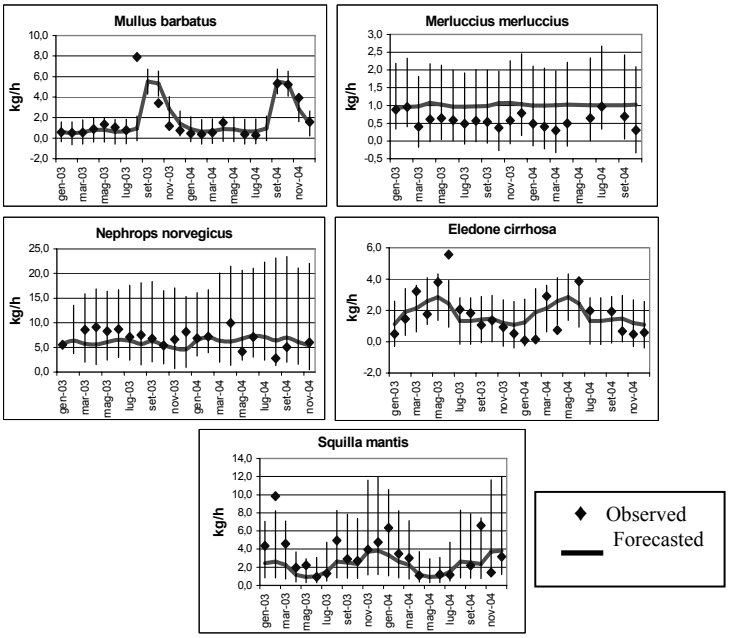


Fig. 7 - Comparison between the forecasted LPUE monthly values, with respective confidence limits (p=0.05), and the observed values.

Confronto fra i valori mensili di LPUE previsti con i rispettivi limiti fiduciali (p=0.05), e i valori osservati.

Conclusions

The utilized univariate technique resulted efficient to identify models suitable to explain the changes occurred along the analysed years and for a short term forecasting of LPUE.

The analyses of the time series of catch rates of the Viareggio trawlers have shown different situations for each species. While catch rates of European hake show a declining trend, in the case of red mullet, horned octopus and mantis shrimp an almost steady pattern is observed and finally for Norway lobster, a rising trend of LPUE does occur.

The decreasing trend of LPUE's of European hake results, at a first sight, unexpected considering the reduction of fishing pressure observed in the last years. Moreover, abundance estimates, proceeding from scientific cruises, suggest

an increasing trend for the same period and area (ARPAT not published data). It is likely that this reduction of LPUE's is related to the observed spatial shift of the fishing pressure, with effort addressed to areas where the species is present at lower densities. This was due to strategic choices of fishers that, following an enforcement of the minimum legal size for the species (EC regulation 1626/94), they progressively abandoned some traditional grounds where juveniles of hake are densely concentrated (Abella *et al*., 2005).

The increasing trend of the LPUE's of Norway lobster is consistent with data deriving from trawl surveys for the same period and area. Despite of the general reduction of the fleet, that occurred along the studied time period, the number of vessels targeting Norway lobster have followed an inverse trend, passing from about 6 vessels in 1990 to 12 in year 2004. The likely consequences of an increase of fishing effort is a reduction on abundance and catch rates. It is here necessary to stress that the increase of the number of vessels targeting Norway lobster was a consequence of a previous marked increase in abundance and catch rates that occurred since 1997. The exploited fishing grounds remained the same for the whole period. It is hypothesised that the *N. norvegicus* population growth is a consequence of a good recruitment success for several years or to a reduction of natural mortality due to particularly favourable environmental conditions. It is assumed that these phenomena counterbalanced the negative effects on abundance and catch rates of the effort increase. Among the more important factors that may influence variability in the LPUE changes in time there are those linked with seasonal processes. The biological interpretation of seasonality is very useful to describe the dynamics of the fishery; in particular the analysis of the seasonal patterns and trends in landings allows to identify important events that modifies along the time the catch levels (Lloret *et al*., 2000).

Seasonality of demersal species is generally attributed to changes that may occur on availability and recruitment. This is the case for example of red mullet that presents a peak in LPUE's in September as a consequence of the fishing pressure near the coast on the concentrations of recruits. In the case of horned octopus a major peak is observed in May-June, that coincides with the presence of concentrations of the highly valuated juveniles of this species at 70-100 m and the consequent spatial shift of part of the fishing fleet towards deeper waters where the recently settled individuals are concentrated.

In the case of the other species object of this study, with the available information is not possible to find a satisfactory explanation for the observed seasonal oscillations. In the case of European hake it may be linked to the recruitment peaks observed every year (Abella *et al*., 2005), while for mantis shrimp oscillations could be due to changes in availability.

Regarding the changes in amplitude of seasonal fluctuations in the case of Norway lobster and horned octopus they reflect the increasing fluctuations observed in the catch rates of both species and could be explained by likely variations in exploitation strategies.

The forecasting analyses suggest, an almost steady pattern for the two years period 2005-2006 for all the species. This imply environmental conditions and effort intensity and distribution remaining unchanged during this period.

If these predictions will be confirmed, this will mean that both, the increasing trend of LPUE for Norway lobster and the negative trend for European hake at least at short time will stop. In the case of *N. norvegicus*, the explanation of this

phenomenon could be linked to a period of less favourable environmental conditions and/or to the recent increase of fishing pressure that has driven the stock beyond the $f_{MSY.}$ This last hypothesis is supported by a preliminary assessment performed with a non-equilibrium dynamic biomass model. In the case of *M. merluccius* it is likely that the predicted steady pattern could be explained by a stock recovery that according to the data derived form trawl surveys is really happening.

Forecasting accuracy tests show that the model is sensible to recent changes in LPUE.

Catch forecasting tools are very important for fisheries management. Forecasting precedes planning and decision-making (Stergiou & Christou, 1996; Stergiou *et al*., 1997).

Chatfield (1984) stated that a best forecasting procedure doesn't exist. The choice of the method will depend on goals, required accuracy and characteristics of the time series.

The univariate techniques utilized here are considered among the more suitable forecasting techniques when long time series are available, although forecasting ability is limited to short term. Stergiou (1991) and Stergiou *et al*. (1997), by comparing different approaches to produce monthly forecast, concluded that ARIMA is superior to some other compared models for data fitting and forecast. Stergiou & Christou (1996) didn't found the same efficiency of this approach in the case of the analysis of yearly data, mainly due to a lacking of strong autocorrelations at lags >1 year.

Alternative approaches for time series analysis as multivariate models are appropriate to assess the effects on the evolution of a studied variable of explanatory variables. They may show a better fitting performance than univariate models. However, data necessary for the performance of such approaches have to be precise and accurate and they have to cover the whole analysed time period. Neither environmental nor oceanographical data series with the above mentioned characteristics are available in this area. A multivariate time series analysis utilizing data on fishing activity (catch, effort, target species, catch composition by gear, etc and is currently in progress) is currently in progress.

Multivariate approaches are often of limited usefulness for forecasting, especially because we don't know how the explanatory variables will evolve in the future. In order to predict their changes it should be necessary to use a forecasting routine for themselves, and it is likely that such procedure will drastically increase the level of uncertainty.

Riassunto

Sono state analizzate le serie temporali di LPUE mensili di triglia di fango (*Mullus barbatus*), nasello (*Merluccius merluccius*), moscardino (*Eledone cirrhosa*), cicala (*Squilla mantis*) e scampo (*Nephrops norvegicus*), catturate dalla flotta di pesca di Viareggio nel periodo 1990-2004. Per ogni serie temporale è stata ricercata la presenza di trends e stagionalità e fatte previsioni, con i corrispondenti limiti fiduciali, dell'andamento delle stesse LPUE per gli anni 2005 e 2006. Tutto ciò è stato eseguito utilizzando la routine Tramo-Seats inclusa nel "Software DEMETRA 2.04 (EUROSTAT, 2002) che rappresenta un approccio di tipo ARIMA ("autoregressive- integrated-moving average analysis"). In tutte le specie le LPUE mostrano fluttuazioni stagionali. Mentre per il nasello si osserva un trend decrescente, per lo scampo si verifica il contrario. Per il resto delle specie, si osserva un pattern stazionario delle LPUE. Per quanto riguarda le previsioni fino al 2006 dei valori di LPUE, per tutte le specie si prevede una relativa stabilità. I fenomeni osservati sono stati messi in relazione con le informazioni sulla biologia e la pesca delle diverse specie.

References

ABELLA A., SERENA F., FORTUNATI L. (2000) - Dinamica della flotta peschereccia a strascico di Viareggio descritta mediante l'uso di un Sistema Geografico (GIS). *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 565-570.

ABELLA A., SERENA F., FORTUNATI L., MAMMINI U., LARI D., CIARDELLI R. (2001) – Use of GIS for the analysis of spatial data on fishing effort and seasonal changes in fishing strategies for Tyrrhenian Sea bottom trawl fisheries. In: Nishida T., Hollingworth C.E., Kailola P. (eds), *Proceedings of the First International Symposium on GIS in Fishery Science*. Seattle, WA, 2-4 March 1999. Fishery GIS Research Group, Kawagoe, Saitama, Japan: 119-129.

ABELLA A., SERENA F., RIA M. (2005) – Distributional response to variations in abundance over spatial and temporal scales for juveniles of European hake (*Merluccius merluccius*) in the Western Mediterranean Sea. *Fish. Res*., **71**: 295-310.

BOX G., JENKINS G.M. (1976) – *Time Series Analysis: Forecasting and Control*. Prestige Hall, Inc., New York: 575 pp.

CHATFIELD C. (1984) – *The analysis of time series: an introduction*. Chapmann & Hall, New York: 286 pp.

EUROSTAT (2002) - Demetra 2.0 User Manual: 121pp.

FIORENTINI L., CADDY J.F. (1997) – Long and short-term trends of Mediterranean fishery resources in the Western Mediterranean. *GFCM Studies and Reviews*, **69**: 1-72.

FOGARTY M.J. (1988) – Time series models of the maine lobster fishery: the effect of temperature. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **45**: 1145-1153.

GOMEZ V., MARAVALL A. (1997) – Tramo-Seats-SCA. Polytechnical University of Catalonia, Department of Statistica, High School of Engineering, Barcelona.

LLEONART J. (1993) – Trends in Mediterranean fisheries yields. In: Briand F. (ed), *Pollution of Mediterranean Sea. Pollution Research and Environmental Monitoring. Analyses, recommendations and assessment of the scientific and technological options,* STOA Report EC. 200 pp.: 103-114.

LLORET J., LLEONART J., SOLÈ I. (2000) – Time series modeling of landings in Northwest Mediterranean Sea. *ICES J. Mar. Sci*, **57**: 171-184.

LLORET J., LLEONART J., SOLÈ I., FROMENTIN J.M. (2001) – Fluctuations of landings and environmental conditions in the north-western Mediterranean Sea. *Fish. Oceanogr*., **10** (1): 33-50.

MAKRIDAKIS S., WHEELWRIGHT S., McGEE V. (1983) - *Forecasting: methods and applications*. John Wiley and Sons, New York: 926 pp.

QUINN T.J., MARSHALL R.P. (1989) – Time series analysis: quantifying variability and correlation in SE Alaska salmon catches: comparison of regression, univariate and multivariate time series methods. *Fish. Res*., **29**: 55-95.

SINOVCIC G. (2003) – Long-term investigations of small pelagic fish in the Adriatic Sea. In: Mediterranean biological time series. *CIESM Workshop Monographs*, **22**: 89-92.

STEIN M., LLORET J. (2001) – Forecasting of air and water temperatures for fishery purposes with selected examples from northwest Atlantic. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.*, **29**: 23-30.

STERGIOU K.I. (1991) – Short term fisheries forecasting: comparison of smoothing. ARIMA and regression techniques. *J. Appl. Ichthyol*., **7**: 193-204.

STERGIOU K.I., CHRISTOU E.D. (1996) - Modelling and forecasting annual fisheries catches: comparison of regression, univariate and multivariate time series methods. *Fish. Res*., **25**: 103-138.

STERGIOU K.I., CHRISTOU E.D., PETRAKIS G. (1997) – Modelling and forecasting monthly fisheries catches: comparison of regression, univariate and multivariate time series methods. *Fish. Res*., **29**: 55-95.

STERGIOU K.I., TSERPES G., PERISTERAKI P. (2003) – Modelling and forecasting monthly swordfish catches in the Eastern Mediterranean. *Sci. Mar*., **67** (1): 283-290.

THEIL H. (1966) – *Applied economic forecasting.* North-Holland Publishing Corporation, Amsterdam: 387 pp.

TSERPES G., PERISTERAKI P., DI NATALE A. (2003) – Swordfish abundance trends in the Mediterranean. In: Mediterranean biological time series. *CIESM Workshop Monographs*, **22**: 101-108.

ZINGONE A., LICANDRO P., SARNO D. (2003) – Revising paradigms and myths of phytoplankton ecology using biological time series. In: Mediterranean biological time series. *CIESM Workshop Monographs*, **22**: 109-114.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 30-38

G. Bellan, D. Bellan-Santini, J. Marinopoulos

Centre d'Océanologie de Marseille, UMR CNRS 6540,
Station marine d'Endoume, Batterie - 13007 Marseille, France.
gbellan@com.univ-mrs.fr

QUARANTE ANS DE SUIVIS DANS UNE ZONE PERTURBÉE: ENSEIGNEMENTS ET PROPOSITIONS

FORTY YEARS MONITORING IN A DISTURBED ZONE: LESSONS AND PROPOSALS

Abstract

Soft bottom benthic communities were monitored off the sea-exit of the sewer of the city of Marseilles for 40 years. Large qualitative and quantitative modifications in the effluents occurred. Benthic communities and especially their progressive recovering enlightened these modifications, synthetic biological indices are presented. In order to assess the status of quality or degradation of the benthic communities in a disturbed and not disturbed environment

Key-words: *long-term changes, benthos, pollution indicators, recovery, biological quality index, bay of Marseille.*

Introduction

Depuis la fin du XIXe Siècle, les eaux usées de la Ville de Marseille sont détournées dans un grand collecteur d'égouts débouchant dans la calanque de Cortiou à environ 8 km de la partie sud de l'agglomération (Fig. 1 et 2). Depuis 1886, début des rejets en mer des égouts de Marseille dans la calanque de Cortiou, un certain nombre d'aménagements concernant le réseau d'égouts de l'agglomération marseillaise ont été réalisés. Ils sont résumés ci-dessous:

1880-86: Construction de l'Émissaire;

1970: détournement estival du petit fleuve Huveaune vers Cortiou;

1975: début de l'assainissement de l'Huveaune;

1978: début de la construction d'un 2ème émissaire parallèle au premier

1980 (28/1): Mise en service du 2ème émissaire (détournement permanent de l'Huveaune);

1987 (10/87): Mise en service de la station d'épuration des eaux usées;

1992: Fonctionnement en routine des Stations d'épuration des eaux et de séchage des boues issues de la station d'épuration des eaux.

En 1883, Marion avait réalisé une cartographie zoologique des fonds marins de la baie de Marseille et du secteur des calanques et de l'Archipel de Riou. Il s'agit, sans négliger l'essai de Stossich (1876) sur le Vallone di Muggia, d'une œuvre fondatrice de ce qui devait devenir la biocénotique marine. Toutefois, il fallut attendre 70 années pour que Pérès, Picard et leurs élèves (Pérès et Picard, 1952, 1964; Picard, 1965) s'intéressent, à nouveau, à cette problématique et que de nouvelles recherches soient conduites dans l'aire marseillaise, en évitant le débouché en mer des égouts de Marseille.

En 1965, Bellan (1967a, b) commençait ses prospections dans les fonds sédimentaires, dans les environs immédiats de la Calanque de Cortiou et, concomi-

tamment, dans les ports de Marseille. Bellan s'inspirait des méthodes et des résultats obtenus peu auparavant par Reish (1959) dans les Ports de Long Beach-Los Angeles. On rappellera succinctement que Bellan (1967a,b; 1991) a décrit un certain nombre de zones et sous zones définies par la présence et l'abondance de certaines espèces macrobenthiques:

1°) *Zone de pollution maximale*, azoïque au niveau du macrobenthos,

2°) *Zone polluée*, oligospécifique

- *Sous-Zone polluée interne* à *Capitella capitata* et *Malacoceros fuliginosus,*
- *Sous-Zone polluée externe* enrichie en particulier avec *Nereis caudata*, *Schistomeringos rudolphii, Cirriformia tentaculata,*

3°) *Zone subnormale* caractérisée par la disparition des espèces précédentes et la dominance d'un nombre restreint d'espèces qui monopolisent l'espace en l'uniformisant, *Thyasira flexuosa, Myrthea spinifera, Aloidis gibba, Lumbrineris latreilli, Aponuphis brementi, Protodorvillea kefersteinii Aphelochaeta marioni, Chaetozone* spp., *Tharyx* spp., etc. Cette zone subnormale peut être aussi subdivisée en une sous-zone interne et une externe.

4°) *Zone normale*, correspondant aux communautés rencontrées dans l'aire géographique correspondante et séparée de la précédente par une zone de transition plus ou moins importante.

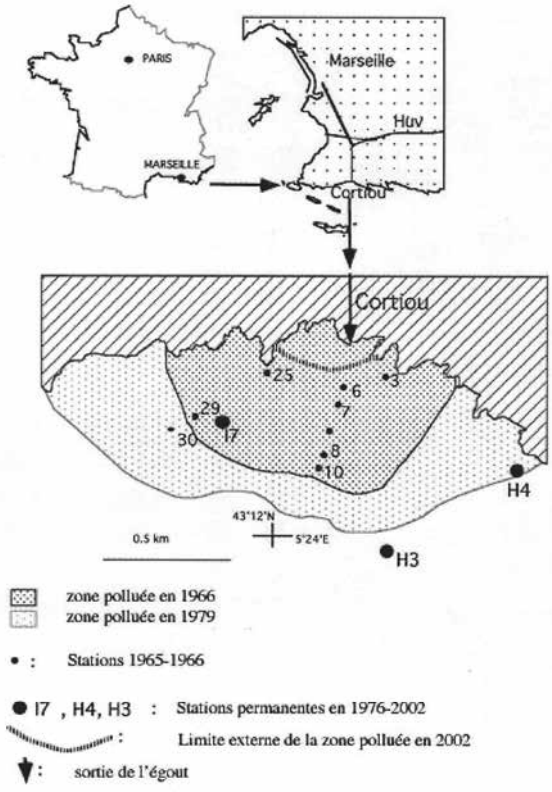


Fig. 1 - Localisation des stations de prélèvements et évolution de la zone polluée au voisinage du débouché de l'émissaire.

Location of sampling stations and evolution of polluted zone near the sea-exit of the sewer.

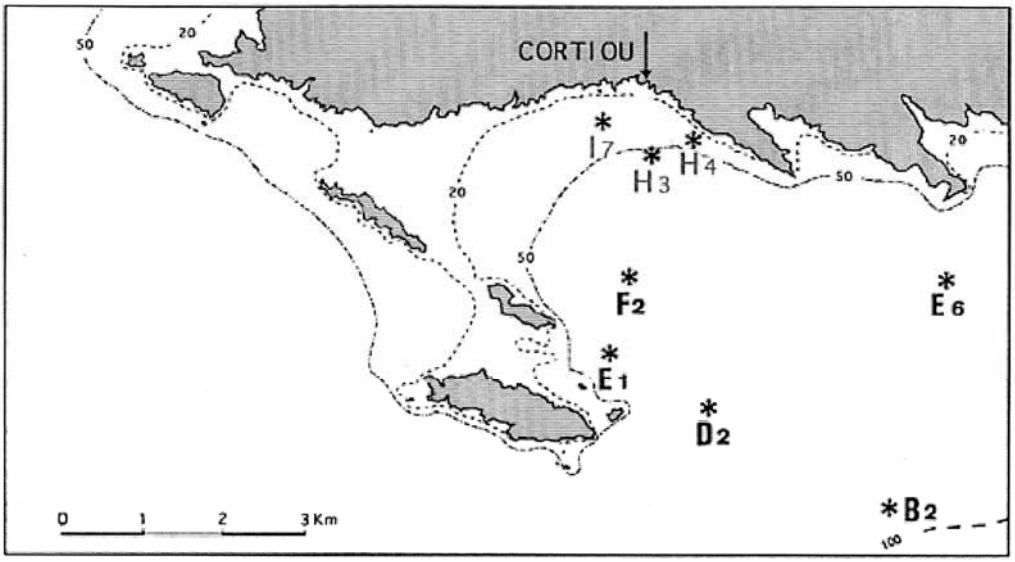


Fig. 2 - Localisation des stations de prélèvements (1976-2002).
Location of sampling stations (1976-2002).

Les recherches qui avaient été réalisées sur les peuplements de substrats meubles de l'aire marseillaise et tout particulièrement dans le secteur de Cortiou nous ont conduit à nous intéresser en 2000, au projet de création d'un Parc National dit des Calanques de Marseille et de l'Archipel de Riou, qui devrait comprendre une partie marine, à première vue curieusement centrée sur le débouché en mer des égouts de Marseille. Ce projet, mené parallèlement à la mise en place d'une zone d'intérêt communautaire NATURA 2000 «Archipels marseillais et Massif des Calanques» et dans l'optique de la mise en route de la Directive cadre européenne EAU, il fallait prendre en compte l'ensemble de ces exigences et contingences afin de participer avec efficacité au succès de ces différents objectifs. Parmi les objectifs que nous nous sommes fixés, nous retiendrons la mise au point d'Indicateurs et d'Indices de la «qualité des masses d'eaux», et plus précisément des peuplements benthiques présents.

Matériel et méthodes

Depuis 1965, un grand nombre de campagnes de prospection ont été réalisées dans la zone plus ou moins proche de l'émissaire. Ces prélèvements ont été effectués à la benne avec prise de 5 à 40 dm^3 de sédiment en fonction de la qualité et de l'abondance du peuplement. Le sédiment a été tamisé sur maille de 1 mm, les individus déterminés le plus souvent à l'espèce et comptés. Parmi l'ensemble des données recueillies depuis 1965, nous avons choisi, pour être exploités dans cette contribution, un certain nombre de prélèvements suivant une séquence pouvant être qualifiée d'historique. Deux secteurs ont été plus spécifiquement étudiés. Le

secteur proche du débouché de l'effluent (Fig. 1), avec les prélèvements de 1965-1966 des stations 3, 6, 8, 10, 25, 29, 30 que nous mettrons en évidence et ceux effectués de 1976 à 2002 dans trois autres stations proches de l'émissaire (I7, H3 et H4) et un secteur plus éloigné et plus profond (Fig. 2) avec les stations F2, E1, E6, D2 et B2 prospectées notamment en 1976, 1980, 1986 et 1994.

Résultats

De nombreuses publications traitant, sous ses multiples aspects, le «système Cortiou» sont disponibles. Elles ont été synthétisées récemment (Arfi *et al*., 2000), notamment pour ce qui a trait aux peuplements des substrats meubles (Bellan et Bourcier, 1990; Bellan *et al*., 1999)

Dans le secteur du débouché de l'émissaire (Fig. 1), les prélèvements de 1965-1966, à l'exception du prélèvement 30, étaient localisés dans la zone polluée il en va de même pour les prélèvements des stations I7 et H4 effectués entre 1976 et 1992, deux dates charnières. Pour illustrer les principales évolutions des communautés benthiques du secteur de Cortiou depuis 1976, nous présenterons deux analyses d'ordination:

La première (Fig. 3) présente ces évolutions dans le secteur proche du débouché en mer de l'émissaire. L'AFC met notamment en évidence l'évolution du peuplement en 1989 et 1990 de I7 et H4 vers un vaste ensemble regroupant tous les prélèvements des stations I7, H4 effectués à partir de 1994 et des prélèvements de la station H3, constamment demeurée à l'extérieur de la zone polluée. Il y a eu évolution de la zone polluée vers la zone subnormale, signe de la reconquête du milieu après la mise en service de la station d'épuration en 1987.

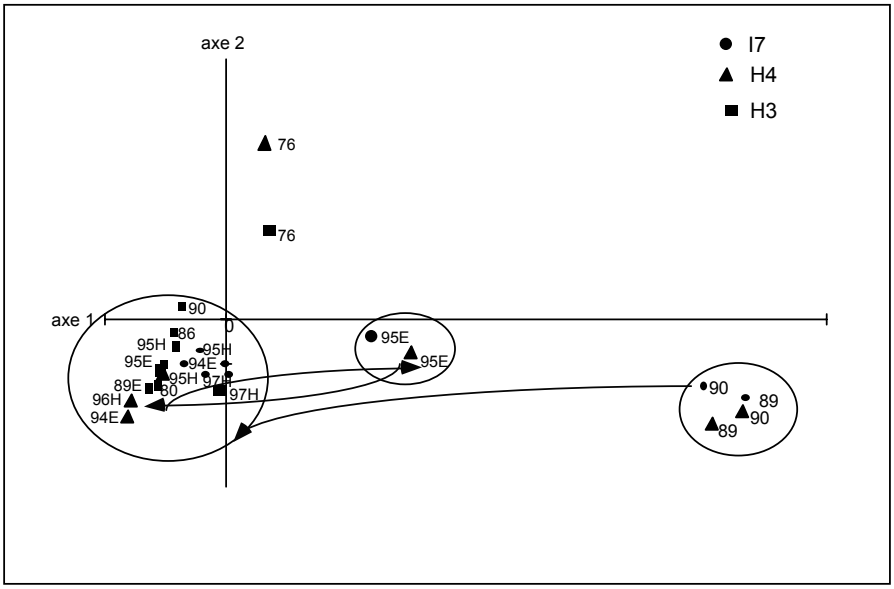


Fig. 3 - AFC, évolution dans le temps et dans l'espace des peuplements à proximité du débouché de l'émissaire.

FAC, temporal and spatial evolution of the communities nearby the sea-exit of the sewer.

La seconde (Fig. 4) concerne le secteur plus éloigné du débouché de l'émissaire. On constate:

a) une individualisation du peuplement de la station H3 localisée à la périphérie interne de la zone subnormale;
b) une distribution spatiale des peuplements en fonction de l'éloignement du débouché de l'émissaire, en particulier pour les prélèvements de 1976 et 1994;
c) une évolution temporelle progressive des peuplements des différentes stations et une évolution *in situ* pour chacun des stations prises individuellement;
d) une évolution conduisant à une monotonisation et à une homogénéisation des peuplements de ces stations culminant en 1986, comme l'avaient mis en évidence Bellan et Bourcier (1990) tandis que dès 1994 se dessinait une évolution inverse signal d'une reconquête du milieu laquelle devait se confirmer par la suite (Bellan-Santini et Bellan, 1998).

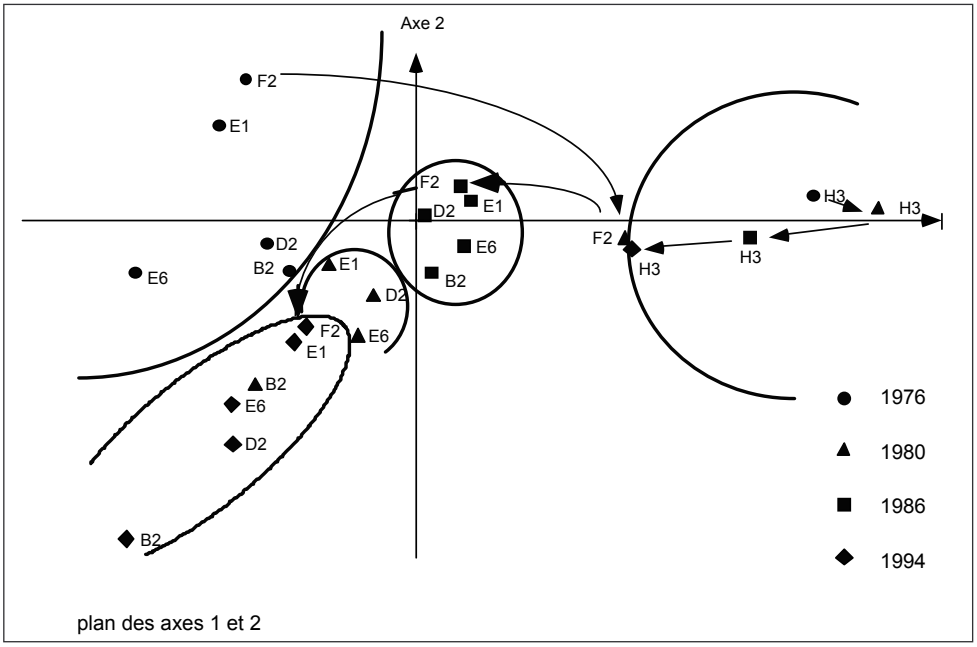


Fig 4 - AFC, évolution dans le temps et dans l'espace des peuplements au large du débouché de l'émissaire.

FAC, temporal and spatial evolution of the communities off the sea-exit of the sewer.

Les recherches précédemment évoquées, confrontées aux travaux réalisés dans des zones alors indemnes (Picard, 1965), ont permis la mise en évidence de l'évolution de ces communautés en fonction des modifications qualitatives et quantitatives des rejets ainsi que les répercussions de ces derniers sur les caractéristiques des masses d'eau et des sédiments (Arfi *et al.*, 2000). Une étude approfondie de la répartition spatio-temporelle des espèces présentes, s'appuyant sur une large connaissance des biocénoses benthiques du bassin algéro-provençal, nous permet de définir les caractéristiques bionomiques et biocénotiques de la plupart des espèces. Il en est

résulté la mise au point d'un Indice de «qualité» des communautés benthiques de la région provençale, à partir de la connaissance des espèces en tant qu'indicateurs de conditions particulières du milieu. Cet Indice a été construit sur le modèle de l'Indice BENTIX de Simboura et Zenetos (2002) et adapté aux conditions régionales.

Toutefois, nous ne pouvons nous contenter de nous placer dans le cadre, simple, d'un milieu soumis à des perturbations anthropiques et de peuplements plus ou moins dégradés. Nous avons constaté l'évolution d'un tel système vers une reconquête progressive du milieu.

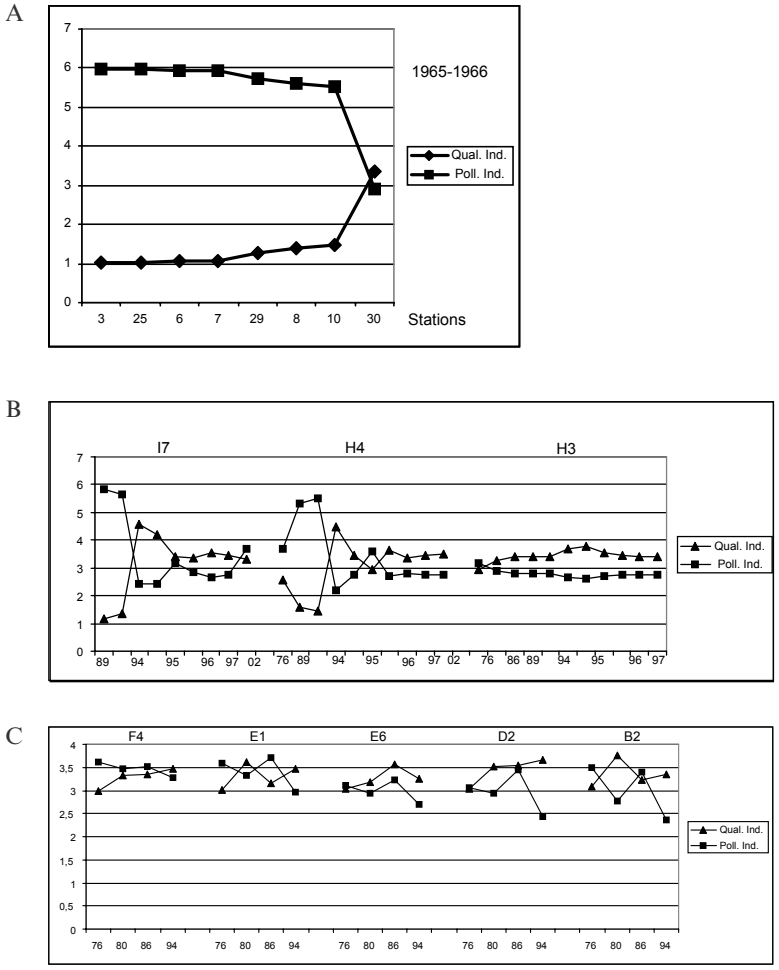


Fig. 5 - A) Évolution dans l'espace des indices proposés pour des stations de 1965-1966;
B) Évolution dans le temps (et en fonction des stations) des indices proposés dans le secteur proche de l'émissaire;
C) Évolution dans le temps (et en fonction des stations) des indices proposés au large du débouché de l'émissaire.

A) Evolution in the space of the proposed indices in some1965-1966 stations; B) Temporal evolution of the proposed indices in the stations nearby the sea-exit of the sewer; C) Temporal evolution of the proposed Indices in the stations off the sea-exit of the sewer.

Nous proposons, dans une première approche d'établir deux Indices biotiques synthétiques: un Indice de Qualité du milieu (Ind. Qual.) et un Indice de Pollution-Dégradation du milieu (Ind. Poll.-Dégr.) basés sur les pourcentages (dominances) respectifs de six groupes d'espèces indicatrices de conditions des plus dégradées aux plus normales:

IP1, Indicatrices de Pollution de 1er rang, espèces de la zone polluée interne;

IP2, Indicatrices de Pollution de 2em rang, espèces de la zone polluée externe;

Opp1, Opportunistes de 1er rang, espèces sentinelles de la zone subnormale;

Opp2, Opportunistes de 2e rang, espèces ayant une large répartition écologique dans l'ensemble des substrats meubles;

Séd., espèces indicatrices de la nature du sédiment ;

Bioc., espèces caractéristiques de biocénoses individualisées dans le secteur.

Ces six groupes reprennent les différentes catégories mises en évidence notamment par Picard (1965) et l'ensemble des benthologues de ce qu'on peut appeler «l'École d'Endoume».

Ces groupes sont affectés d'un coefficient multiplicateur variant de 1 à 6 dans le cas de l'Indice de Qualité du milieu. Il se calcule selon la formule:

Ind. Qual. = (1x%IP1 + 2x%IP2 + 3x%Opp1 + 4x%Opp2 + 5x%Séd. + 6x%Bioc)/100

et croit dans un intervalle de 1 à 6. Inversement, ces groupes sont affectés d'un coefficient multiplicateur variant de 6 à 1 dans le cas de l'Indice de Pollution du milieu. Il se calcule selon la formule:

Ind. Poll.-Dégr. = (6x%IP1 + 5x%IP2 + 4x%Opp1 + 3x%Opp2 + 2x%Séd. + 1x%Bioc)/100

et décroît dans un intervalle de 6 à 1.

Ces Indices ont été mis au point et testés à partir des mêmes prélèvements choisis pour les analyses précédentes (Fig. 5A, B, C). Toutefois, les espèces dont la signification écologique n'a pu être précisée, n'ont pas été prises en compte.

On retrouvera en se rapportant aux graphiques:

• pour le secteur proche de l'émissaire (Fig. 1), et en tenant compte notamment de l'éloignement des stations pour la période 1965-66, la brutale modification des Indices de la station 30 située dans la zone subnormale, en périphérie de la zone polluée (Fig. 5A) et, pour les stations I7 et H4, la nette séparation entre les périodes pré- et post-fonctionnement optimal (1994) de la station d'épuration (Fig. 5B), leurs Indices rejoignant ceux de la station H3, (subnormale);

• pour le secteur plus éloigné, une évolution comparable (Fig. 5C), particulièrement nette pour les prélèvements de 1994 dont les Indices de pollution sont minorés au fur et à mesure de l'éloignement de l'émissaire.

En fonction du coefficient indiciel obtenu, on peut être conduit à qualifier le milieu de la manière suivante (Tab. 1):

Tab. 1 - Qualification des milieux en fonction des Indices.
Qualifying of the environments as a function of Indices.

Indice de Qualité	**Indice de Pollution-Dégradation**
Qualité du milieu	*État de dégradation*
1> Très faible <2	6< Très élevé >5
2> Faible <3	5< Élevé >4
3> Moyenne <4	4< Moyen >3
4> Bonne <5	3< Faible >2
5> Excellente<6	2< Très faible >1

Conclusions

Ces Indices, issus d'une connaissance approfondie du milieu marin, tant physique que biologique, pourraient être utilisés comme un des critères essentiels dans le cadre des suivis des Directives cadres européennes «Habitats» et «Eaux» ainsi que pour la création d'Aires Spécialement Protégées (Bellan-Santini *et al.*, 2002) ou soumises à une gestion contrôlée (NATURA 2000, Convention et Protocoles de Barcelone, etc…). Le choix de l'un ou de l'autre doit être guidé par les conditions générales du milieu, par l'expertise demandée et, surtout, par le but à atteindre: soit mesurer l'impact d'une agression du milieu continue ou accidentelle sur un milieu, et l'on choisira l'Indice de Pollution, soit de définir le niveau de qualité d'un milieu donné en vue de sa reconquête ou de son incorporation dans une aire de protection et de gestion et l'on choisira l'Indice de Qualité.

Riassunto

Dal 1965 numerose ricerche sono state condotte nel settore dello sbocco a mare (Calanca di Cortiou) dell'emissario delle acque reflue della città di Marsiglia (Bellan *et al.*, 1999). Queste ricerche avevano originariamente lo scopo di apprezzare l'impatto dei reflui urbani sulle comunità bentoniche del settore stesso. La loro continuazione su un periodo di circa 40 anni, ha permesso di mettere in evidenza l'evoluzione nel tempo di queste comunità in funzione delle modificazioni qualitative e quantitative dei reflui urbani, così come le ripercussioni di questi ultimi sulle caratteristiche delle masse d'acqua e dei sedimenti (Arfi *et al.*, 2000).

Differenti trattamenti statistici (Classificazione gerarchica, Analisi delle Corrispondenze e della Parsimonia) sono stati effettuati per «visualizzare» l'evoluzione nel tempo delle comunità. Uno studio approfondito della distribuzione spazio-temporale delle specie presenti, basato su una vasta conoscenza delle biocenosi bentoniche del bacino algerino-provenzale, ha permesso di definire le caratteristiche bionomiche e biocenotiche della maggior parte delle specie. Ne è risultata la messa a punto di un «Indice di qualità» delle comunità bentoniche della regione provenzale, in base alle conoscenze su specie indicatrici di particolari condizioni ambientali. Questo indice, costruito sul modello dell'indice BENTIX di Simboura e Zenetos (2002), è stato adattato alle condizioni regionali della nostra area di studio. Tale indice potrà essere utilizzato come criterio nell'ambito delle Direttive quadro europee «Habitat» e «Eaux», così come per valutare la creazione di Aree Marine Protette (Bellan-Santini *et al.*, 2002) o sottoposte ad una gestione controllata (NATURA 2000, Convenzione e Protocollo di Barcellona). Fin d'ora questo indice è stato da noi utilizzato per la messa in opera del Sito NATURA 2000 "Archipels marseillais et Massif des Calanques".

Remerciements

Nous tenons à remercier le Docteur Maria Cristina Gambi et les deux referees anonymes pour la validité de leurs contributions critiques.

Bibliographie

ARFI R., ARNOUX A., BELLAN-SANTINI D., BELLAN G., LAUBIER L., PERGENT-MARTINI CH., BOURCIER M, DUKAN S., DURBEC J.P., MARINOPOULOS J., MILLOT C., MOUTIN TH., PATRITI G., PETRENKO A. (2000) - *Impact du grand émissaire de Marseille et de l'Huveaune détournée sur l'environnement marin de Cortiou. Étude bibliographique raisonnée*. Centre d'Océanologie de Marseille et Université de la Méditerranée, Rapport pour la Ville de Marseille: 138 pp.

BELLAN G. (1967a) - Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. Première Partie. *Rev. intern. Océanogr. méd.*, **6-7**: 53-87.

BELLAN G. (1967b) - Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. Deuxième Partie. L'ensemble portuaire marseillais. *Rev. intern. Océanogr. méd.,* **8**: 51-95.

BELLAN G. (1991) - Characteristic, indicative and sentinel species: from the conception to the utilization. In: Ravera O. (ed), *Terrestrial and Aquatic Ecosystems: Perturbation and Recovery*, E. Horwood Ltd Publ., UK: 95-100.

BELLAN G., BOURCIER M. (1990) - Les enseignements d'une étude sur dix ans (1976-1986) des peuplements au large d'un émissaire d'eaux usées: Marseille-Cortiou. *Cah. Biol. Mar*., **31**: 225-249.

BELLAN G., BOURCIER M., SALEN-PICARD C., ARNOUX A., CASSERLEY S. (1999) - Benthic Ecosystem Changes Associated with Wastewater Treatment at Marseille: Implications for the Mediterranean Protection and Recovering. *Water Environ. Res.*, **71** (4): 483-493.

BELLAN-SANTINI D., BELLAN G. (1998) - Utilizzazione delle analisi di parsimonia (cladistica) in sinecologia bentonica: esempi in una zona inquinata. *Atti S.It.E*, **18**: 247-250.

BELLAN-SANTINI D., BELLAN G., BITAR G., HARMELIN J.G., PERGENT G. (Coord.) (2002) - *Manuel d'interprétation des types d'habitats marins pour la sélection des sites à inclure dans les inventaires nationaux de sites naturels d'intérêt pour la conservation*. Programme des Nations Unies pour l'Environnement. Plan d'Action pour la Méditerranée. Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées: 234 pp.

MARION A.F. (1883) - Esquisse d'une topographie zoologique du golfe de Marseille. *Ann. Mus. Hist. nat. Marseille*, **1**: 1-108.

PERES J.M., PICARD J. (1952) - Répartition sommaire des biotopes marins du golfe de Marseille. *Vie Milieu*, **2** (Suppl.): 200-207.

PERES J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau Manuel de Bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. mar. Endoum*, **31-47**: 5-137.

PICARD J. (1965) - Recherches qualitatives sur les biocœnoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Rec. Trav. St. mar. Endoume*, **36** (52): 3-160.

REISH D.J. (1959) - An ecological study of pollution in Los Angeles-Long Beach Harbors, California. *Allan Hancock Found. Publ. Occ. Pap*., **22**: 1-117.

SIMBOURA N., ZENETOS A. (2002) - Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Medit. Mar. Sc.,* **3/2**: 77-111.

STOSSICH A. (1876) - Breve sunto sulle produzioni del golfo di Trieste. *Boll. Soc. Adriat. Sci. Nat*., **3**: 349-371.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 39-45

M.C. Buia, S. Flagella, T. Gravina, A. Perezzani, B. Barbera, M. Lorenti

Stazione Zoologica "A. Dohrn", Laboratorio di Ecologia del Benthos,
P.ta San Pietro - 80077 Ischia (NA), Italia.
mcbuia@szn.it

RISPOSTE A LUNGO TERMINE A VARIAZIONI AMBIENTALI IN *POSIDONIA OCEANICA*

LONG-TERM RESPONSES TO ENVIRONMENTAL VARIATIONS IN POSIDONIA OCEANICA

Abstract

Plant production of Posidonia oceanica *(L.) Delile (Magnioliophyta) has been evaluated for the period 1969-2004. A sinusoidal trend (alternation of low and high production periods) was observed for the rhizome compartment with a significative increase in the plant production after 1984. The analysis of thermal regime in the same time interval points out an increasing trend since 1985, with values always above the interannual average. The correspondence between climatic and biological connections are discussed.*

Key-words: *seagrass, monitoring, regressions, plant growth, biomarkers.*

Introduzione

Nonostante *Posidonia oceanica* formi praterie che possono spingersi oltre la batimetrica dei 30 m e che coprono una superficie stimata tra 2,5 e 5 milioni di ettari (Pasqualini *et al.*, 1999), pochissimi sono i siti che, per le coste italiane, possono essere considerati 'case studies' (Procaccini *et al.*, 2003). In questo ambito, probabilmente l'unica prateria che è stata oggetto di ricerche multidisciplinari affrontate sia con approcci diversi (da quello molecolare a quello sistemico) sia lungo un gradiente di profondità, è quella di Lacco Ameno (Isola d'Ischia, Golfo di Napoli), su cui si hanno informazioni, sebbene discontinue, a partire dal 1979 (Buia *et al.*, 2000). In particolare, studi sulla struttura di questa prateria mediante la tecnica del kriging hanno evidenziato l'esistenza di una forte anisotropia della densità lungo tutta la sua estensione, strettamente correlata con la morfologia del fondo (Buia *et al.*, 2003). Un controllo della persistenza di questo pattern spaziale a distanza di 8 anni (1992-2000), pur evidenziando un sostanziale mantenimento della struttura a nuclei di diversa densità, ha invece messo in risalto una generale regressione di questo parametro nella porzione superficiale della prateria (entro la batimetrica dei 10 m).

Per verificare se alla regressione strutturale corrisponda una regressione di tipo funzionale, è necessario disporre di dati sulla produzione della pianta per lo stesso arco temporale. Per una specie vegetale longeva come *Posidonia*, alla mancanza di lunghe serie storiche si può sopperire con l'utilizzo di tecniche di retrodatazione, come la lepidocronologia (Pergent, 1990), che consentono di ottenere stime di produzione su scala pluriannuale. Studi a medio e breve termine condotti sugli effetti di variazioni esogene, come un aumento della torbidità dell'acqua (Guidetti, 2001) o di variazioni endogene, come il processo di antesi (Buia *et al.*, 2003; Tiberti, 2003) hanno infatti evidenziato, grazie a questa tecnica, differenze temporali nei pattern di produzione della pianta.

La disponibilità di fasci ortotropi raccolti in anni diversi nella prateria di Lacco Ameno e sottoposti ad analisi lepidocronologica ci ha permesso di ottenere una serie temporale di dati che copre un intervallo di circa 35 anni. Ciò ha consentito di formulare ipotesi sulle determinanti la variazione in alcuni attributi del sistema.

Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto nella prateria a *Posidonia oceanica* antistante Lacco Ameno (Isola d'Ischia) (40°44'N, 13°55'E) nella fascia batimetrica compresa tra 8 e 11 m. La produzione di 160 rizomi ortotropi, raccolti in campagne differenti effettuate tra il 1985 ed il 2004 e preservati in formaldeide al 4%, è stata valutata mediante la tecnica lepidocronologica. Tale metodica ha consentito di stimarne i tassi annuali di crescita (mg/anno) e di allungamento (mm/anno) del rizoma nonché quelli di formazione delle foglie (nr. foglie/rizoma /anno) lungo un arco temporale di 35 anni, cioè dal 1969 al 2004.

Per valutare le variazioni quantitative di produzione della serie storica così ricostruita, si è potuto analizzare un massimo di tre repliche indipendenti per ogni anno lepidocronologico, ricoprendo l'arco temporale 1974-2001. L'analisi statistica dei dati è stata effettuata mediante Analisi della Varianza (ANOVA); i dati sono stati precedentemente analizzati mediante Cochran test per verificare l'omogeneità della varianza e operare opportune trasformazioni, qualora necessarie.

L'eventuale presenza di variazioni cicliche pluriannuali nel pattern di produzione della pianta è stata valutata analizzando il set di dati completo, relativo allo stesso arco temporale 1974-2001, mediante run test (Davis, 1986) e test di autocorrelazione effettuati con l'utilizzo del programma PAST (PAlaeontological STatistics) disponibile in rete sul sito: http://folk.uio.no/ohammer/past/. A questo scopo, i dati sono stati ricodificati in funzione dei valori medi calcolati su tutti i rizomi esaminati assegnando ad ogni dato un valore pari a 0 o 1 nel caso esso fosse rispettivamente inferiore o superiore al valore medio ottenuto su tutti i dati.

L'influenza di cambiamenti climatici sulla pianta è stata indagata analizzando i dati di temperatura media dell'aria per il periodo 1974-2000 e correlandoli con quelli di produzione della pianta relativi allo stesso arco temporale. I valori di temperatura sono stati originariamente ricavati da banche dati disponibili in rete nel sito: http://www.campaniameteo.com e sono attualmente forniti come servizio su richiesta dalla società che gestisce il sito.

Risultati

L'analisi lepidocronologica dei rizomi ortotropi ha permesso di retrodatare la produzione della pianta al 1969, quindi ben oltre gli anni in cui è risultata evidente la regressione strutturale della prateria. In Fig. 1 si riportano gli andamenti medi delle variabili di produzione della pianta ottenuti utilizzando tutti i dati a nostra disposizione. Da questi dati, pur se disomogenei come numero di repliche, si evidenziano andamenti differenti tra il comparto ipogeo e quello epigeo. Mentre il primo sembra variare con oscillazioni più ampie rispetto alla media, quello fogliare sembra seguire un andamento pressoché costante.

L'ANOVA sui dati indipendenti per l'arco temporale 1974-2001 dimostra che per il comparto dei rizomi le variazioni pluriannuali non risultano nel loro complesso significative. Al contrario, le differenze 1974-2001 a carico delle foglie sono significative (Tab. 1).

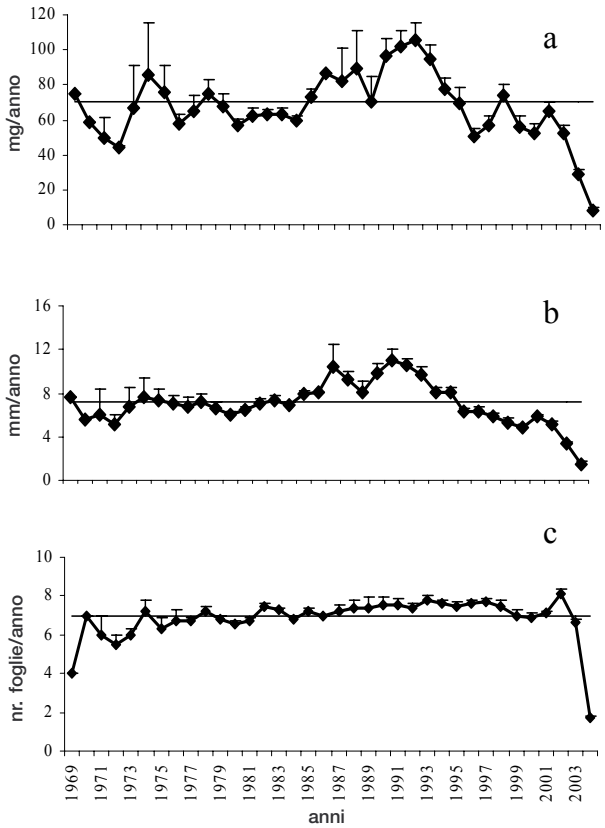


Fig. 1 - Produzione dal 1969 al 2004: produzione del rizoma (mg/anno) (a), allungamento del rizoma (mm/anno) (b), produzione delle foglie (nr. foglie/anno) (c).
Production from 1969 to 2004: rhizome production (mg/y) (a), elongation (mm/y) (b), leaf production (nr. leaves/y) (c).

Tab. 1 - Risultati dell'ANOVA per le tre variabili rispetto al tempo (anni).
Summary of ANOVA results for the three variables respect to the time (years).

	df	Biomassa			Allungamento			Numero di foglie		
		MS	F	p-level	MS	F	p-level	MS	F	p-level
Anni	27	1184	0,77	0,76	9,75	1,01	1,47	1,64	1,66	0,05

Gli andamenti di produzione valutati per il periodo 1974-2001 sono illustrati in Fig. 2. I valori, normalizzati rispetto al primo anno delle rispettive serie, mostrano andamenti ancora una volta diversi tra i due comparti: mentre l'incremento ponderale e il tasso di allungamento del rizoma risultano sovrapponibili e sembrano riconducibili ad una curva sinusoidale (Fig. 2a), al contrario la produzione fogliare

sembra seguire un trend lineare (Fig. 2b). La ciclicità della produzione del rizoma viene avvalorata dai risultati ottenuti con il run test, significativi per il solo comparto ipogeo (p=0,05 per la biomassa, p<0,001 per l'allungamento). In Fig. 3 si riportano i grafici ottenuti dall'autocorrelazione: pur nell'impossibilità (nell'arco temporale disponibile) di risolvere compiutamente il ciclo, da essi si può ipotizzare che il comparto ipogeo segua grosso modo un ritmo endogeno di crescita di almeno 20 anni.

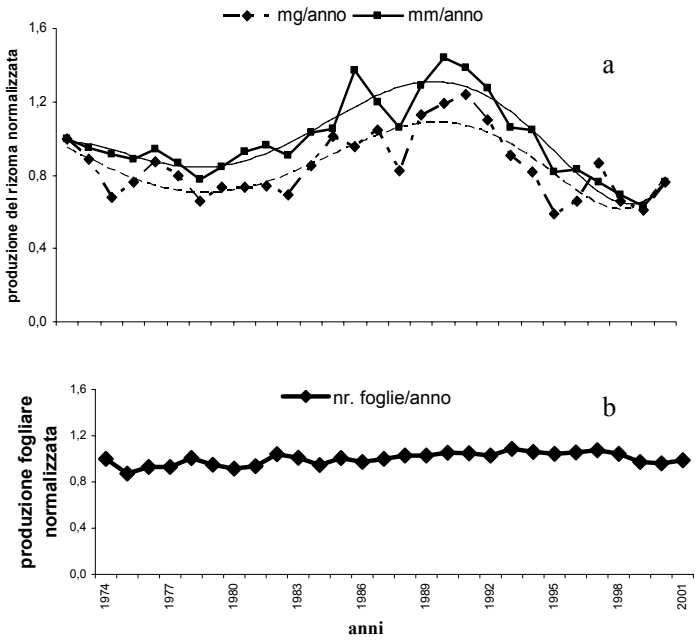


Fig. 2 - Andamento della produzione dal 1974 al 2001 per il comparto ipogeo (a) e per il comparto epigeo (b).
(I valori sono normalizzati rispetto al primo valore della serie).
Trend of production from 1974 to 2001 for the below-ground (a) and the above-ground (b) compartments.
(Values are normalised respect to the first value of the series).

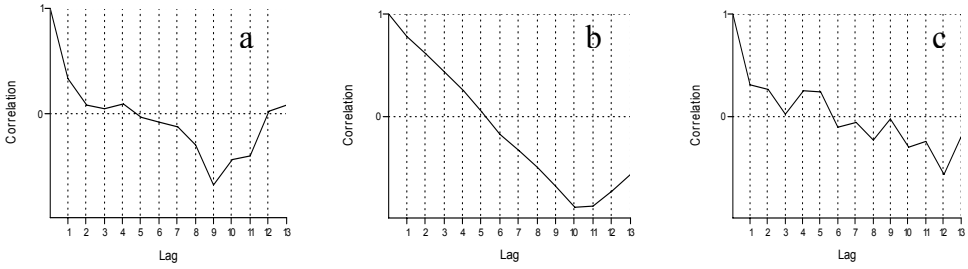


Fig. 3 - Autocorrelazione per i valori di produzione (mg/anno) (a), di allungamento (mm/anno) (b) e di nr. di foglie/anno (c).
Autocorrelation for production values (mg/y) (a), elongation (mm/y) (b) and number of leaves/y (c).

L'andamento crescente, di tipo lineare, riscontrato per le foglie, risulta positivamente correlato con la temperatura (R^2=0,72) (Fig. 4). In particolare, l'anno di inversione termica del 1985 (Astraldi *et al.*, 1995) separa significativamente la produzione della pianta registrata dal 1974 al 1984 (nr.=6,9) da quella dal 1985 al 1995 (nr.=7,4).

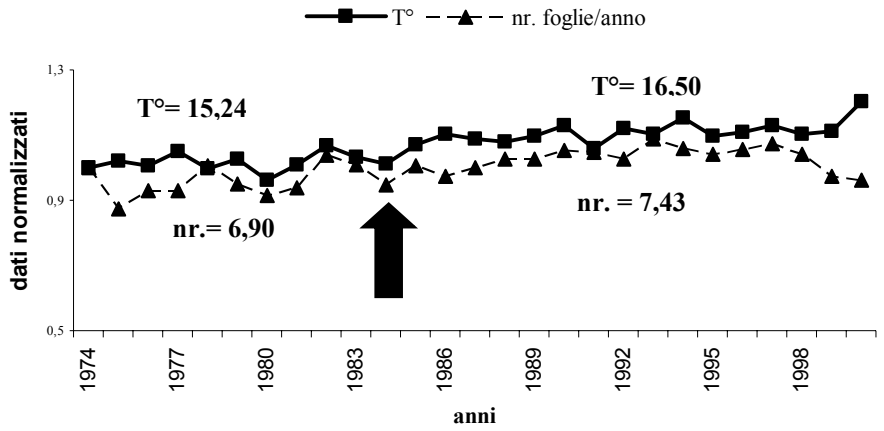


Fig. 4 - Andamento della temperatura e del numero di foglie dal 1974 al 2001 (dati normalizzati rispetto al 1974).
Temperature and number of leaves trend from 1974 to 2001 with normalised values (ratios between each value by first value of the series).

Conclusioni

Una serie temporale di 28 anni ottenuta per la produzione di *P. oceanica* costituisce di per sé un dato importante, pur con le sue limitazioni dovute all'esiguo numero di repliche per ogni anno. La forte anisotropia strutturale e funzionale riscontrata nella prateria di Lacco Ameno (Oliva, 2002) dimostra l'importanza della scala spaziale di campionamento (Balestri *et al.*, 2004). Nel contempo, a questa stessa variabilità spaziale si sovrappone una variabilità temporale che, se misurata su un'appropriata scala, ne attenua gli andamenti.

I risultati ottenuti fanno intuire una molteplicità di forzanti che agiscono sulla pianta, da quelli endogeni a quelli ambientali, fino a quelli climatici. E' altresì ipotizzabile che attributi diversi della pianta (densità, produzione del comparto ipogeo ed epigeo) rispondano in maniera diversa ai forzanti stessi (Buia e Mazzella, 2000).

I dati ottenuti dimostrano l'esistenza di un ciclo endogeno di crescita della pianta, per il comparto ipogeo, notevolmente più lungo (almeno 20 anni) di quanto precedentemente ipotizzato di 7 o 8 anni (Marbà e Duarte, 1997; Guidetti *et al.*, 2000). Al contrario, la produzione fogliare della pianta, il cui andamento sembrerebbe stocastico (Dolce *et al.*, 1996), non sembra seguire nessun ritmo endogeno definito ma sembra risentire maggiormente di fattori esterni, quali luce e temperatura (Bianchi, 1997). L'effetto della temperatura nella modulazione della

produzione fogliare è già stato evidenziato da Zupo *et al.* (1997), così come nello stesso lavoro viene sottolineata la correlazione tra l'allungamento delle foglie ed il loro numero. Variazioni rispetto al numero atteso di foglie sono verosimilmente legate a processi metabolici a cui va incontro la pianta nel suo ciclo vitale, come il processo di antesi, dopo il quale si assiste ad una diminuzione della produzione della pianta in seguito al surplus di energia impiegato per la formazione dei fiori (Buia *et al*., 2005).

La regressione strutturale della prateria non appare essere accoppiata ad un deterioramento delle variabili funzionali del rizoma, appunto in ragione di questo andamento ciclico delle variabili stesse. I risultati raggiunti confermerebbero come la regressione in atto sia essenzialmente indotta da fattori di tipo meccanico (ancoraggi, attività di diporto ecc), che sono importanti nell'area di studio (Buia *et al*., 2003). Diverse potrebbero invece essere le implicazioni dell'effetto dell'innalzamento termico sull'aumento della produzione foliare. Sul lungo termine, un possibile scenario è quello in cui una crescente allocazione della produzione al comparto epigeo (esemplificata nel nostro caso dal numero di foglie), verosimilmente fino a una data soglia imposta da determinanti endogene ed ambientali, modifichi in qualche misura gli equilibri funzionali con i rizomi quali organi di accumulo di materiale di riserva. Ciò potrebbe anche rappresentare nel tempo una limitazione della *fitness* della pianta e contribuire a fenomeni di regressione su più ampia scala.

Summary

In order to distinguish between natural variations and the effects of climatic changes, the relationship between production and thermal regime has been studied using *Posidonia oceanica* (L.) Delile (Magnioliophyta) as a biomarker. Plant production data, obtained through the lepidochronological method (160 orthotropic shoots analysed) has been evaluated over the period 1969-2004, in the Lacco Ameno meadow (Island of Ischia, Gulf of Naples). The long-term analysis was conducted in correspondence to the bathymetric level of maximum production of the system (at a depth of 10 m) which was contemporaneously affected by a regression process. A sinusoidal trend, characterized by the alternation of low and high production periods, was observed for the rhizome compartment; oppositely, at shoot level, a stochastic pattern occurred. A significative increase in the plant production was evident after 1984. In particular, the thermal inversion year (1985) distinguished plant production obtained in the ten year range 1974-1984 (nr=6,9) from the 1985-1995 (nr=7,4). The analysis of climatic variations in the same time interval showed a trend corresponding to the biological discontinuity; an increasing trend, with values always above the interannual average since 1985, was recorded for thermal regime. The appropriate time scale (28 years) has allowed to assess that the regression of this meadow seems to be structural and not functional.

Bibliografia

ASTRALDI M., BIANCHI C.N., GASPARINI G.P., MORRI C. (1995) - Climatic fluctuations, current variability and marine species distribution: a case study in the Ligurian Sea (Northwest Mediterranean). *Oceanol. Acta*, **18** (2):139-149.

BALESTRI E., BENEDETTI-CECCHI L., LARDICCI C. (2004) - Variability in patterns of growth and morphology of *Posidonia oceanica* exposed to urban and industrial wastes: contrasts with two reference locations. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **308**: 1-21.

BIANCHI C.N. (1997) - Climate change and biological response in the marine benthos. In: Piccazzo M. (ed), *Atti AIOL*: 3-20.

BUIA M.C., FLAGELLA S., GUALA I., GRAVINA T., FLAGELLA M.M., CIGLIANO M.M. (2005) - Interannual and decadal variability in *Posidonia oceanica.* In: Özhan (ed), Proceedings of the Seventh International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, **1**: 407-418.

BUIA M.C., GAMBI M.C., LORENTI M., DAPPIANO M., ZUPO V. (2003) - Aggiornamento sulla distribuzione e sullo stato ambientale dei sistemi a fanerogame marine (*Posidonia oceanica* e *Cymodocea nodosa*) delle isole Flegree. In: Gambi M.C, De Lauro M., Jannuzzi F. (eds), *Ambiente marino costiero e territorio delle isole Flegree*. Liguori Editore, Napoli: 163-186.

BUIA M.C., GAMBI M.C., ZUPO V. (2000) - Structure and functioning of Mediterranean seagrass ecosystems: an overview. In: Pergent G., Pergent-Martini C., Buia M.C., Gambi M.C. (eds), Proceeding IV International Seagrass Biology Workshop, *Biol. Mar. Medit*., **7** (2): 167-190.

BUIA M.C., MAZZELLA L. (2000) - Diversity in seagrass ecosystems: biological descriptors at different temporal scale. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (2): 203-206.

DAVIS J.C. (1986) - *Statistics and data analysis in geology*. Wiley & Sons Inc., New York: 646 pp.

DOLCE T., ZIANTONI S., SCARDI M., FRESI E. (1996) - Studio lepidocronologico di *Posidonia oceanica* (L.) Delile in alcuni siti del Mar Tirreno. *S.It.E. Atti*, **17**: 301-303.

GUIDETTI P. (2000) - Detecting environmental impacts on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: the use of reconstructive methods in combination with 'beyond BACI' designs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **260**: 27-39.

GUIDETTI P., BUIA M.C., MAZZELLA L. (2000) - The use of lepidochronology as a tool of analysis of dynamic features in the seagrass *Posidonia oceanica* of the Adriatic sea. *Bot. Mar*., **43**: 1-9.

MARBÀ N., DUARTE C.M. (1997) - Interannual changes in seagrass *(Posidonia oceanica*) growth and environmental change in the Spanish Mediterranean littoral zone. *Limnol. & Oceanogr*., **42** (5): 800-810.

OLIVA S. (2002) - *Analisi spazio-temporali di variabili strutturali e funzionali in una prateria a* Posidonia oceanica *tramite utilizzo di kriging*. Tesi di Laurea, Univ. Parthenope, Napoli: 156 pp.

PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C., PERGENT G. (1999) - Environmental impact identification along the Corsican coast (Mediterranean sea) using image processing. *Aquatic Bot*., **65**: 311-320.

PERGENT G. (1990) - Lepidochronological analysis of the seagrasss *Posidonia oceanica* (L.) Delile: a standardized approach. *Aquatic Bot*., **37**: 39-54.

PROCACCINI G., BUIA M.C., GAMBI M.C., PEREZ M., PERGENT P., PERGENT-MARTINI C., ROMERO J. (2003) - The seagrasses of the Western Mediterranean. In: Green E.P., Short F.T. (eds), *World Atlas of Seagrasses*. University of California Press: 48-58.

TIBERTI L. (2003) - *Analisi temporale della produzione delle praterie a* Posidonia oceanica*: un approccio datawarehousing*. Tesi di Laurea, Univ. Parthenope, Napoli: 156 pp.

ZUPO V., BUIA M.C., MAZZELLA L. (1997) - A production model for *Posidonia oceanica* based on temperature. *Estuar. Coast. Shelf Sci.,* **44**: 483-492.

Parte dei risultati di questo lavoro sono stati ottenuti nell'ambito del programma SINAPSI (CNR-MURST).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 46-53

E. Camatti, A. Comaschi, J. Coppola, L. Milani*, M. Minocci*, G. Socal

Istituto di Scienze Marine, Sistemi Marini e Costieri C.N.R., Castello 1364/A - 30122 Venezia, Italia.
elisa.camatti@ve.ismar.cnr.it
*Laboratorio di Biologia Marina, Trieste, Italia.

ANALISI DEI POPOLAMENTI ZOOOPLANCTONICI NELLA LAGUNA DI VENEZIA DAL 1975 AL 2004

ZOOPLANKTON ANALYSIS IN THE LAGOON OF VENICE FROM 1975 TO 2004

Abstract

A large data set concerning the temporal distribution of microzooplankton and mesozooplankton in the Lagoon of Venice is here considered. The seasonal variability and the succession of the main taxa have been described. A comparison between recent data (1997-2004) and older data (1975-1980) is also presented, in order to evaluate the long term trends of zooplankton abundance and group composition.

Key-words: *Lagoon of Venice, microzooplankton, mesozooplankon, temporal variations.*

Introduzione

Questo lavoro nasce dall'esigenza di iniziare a predisporre un quadro sintetico e realistico sullo stato delle comunità zooplanctoniche nelle loro frazioni dimensionali (micro- e mesozooplanton) nella laguna di Venezia (Fig. 1), otte-

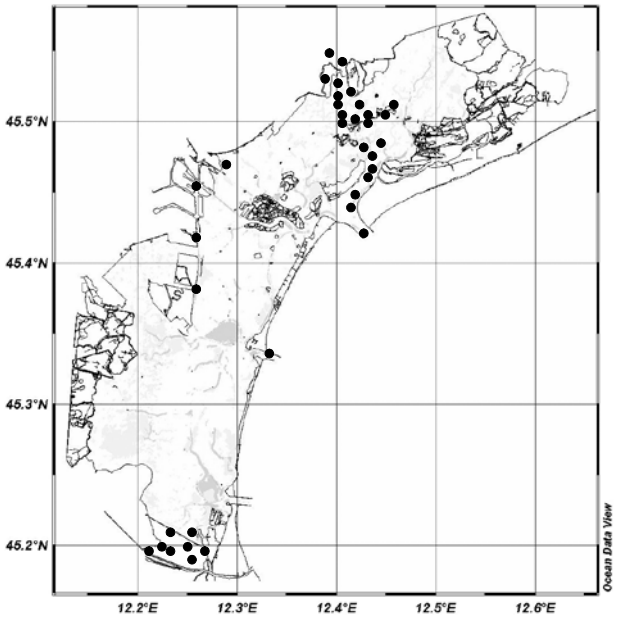


Fig. 1 - Laguna di Venezia. Stazioni campionate.
Lagoon of Venice. Sampling stations.

nuto da un cospicuo set di dati, raccolti dal 1975 ad oggi, valutato nell'ambito delle complesse distribuzioni spazio-temporali dei forzanti fisici e chimici, dei diversi impatti antropici e della grande eterogeneità morfologica lagunare. I dati raccolti implicano problematiche legate alle diverse dinamiche di scala temporale (da quella oraria, a quella mensile, a quella annuale, fino a quella pluriennale), in microhabitat molto eterogenei tra loro per le diverse condizioni idrochimiche di base dell'acqua. Si passa infatti da acque saline, nelle bocche di porto e nelle loro aree limitrofe, ad acque salmastre, influenzate dai carichi portanti del bacino scolante, in aree che lambiscono la terra e che sono lontane dal mare. I popolamenti zooplanctonici subiscono inoltre l'influenza della batimetria lagunare, estremamente eterogenea, per la presenza di fosse e canali profondi, di canali meno profondi (<10 m), di velme, di paludi, di zone intertidali soggette a periodiche emersioni ed immersioni, scandite dal ritmo della marea. Nel presente lavoro si descrive la fisionomia stagionale dei principali gruppi tassonomici del micro- e mesozooplancton e la successione dei principali taxa durante l'anno. Vengono inoltre confrontati dati recenti (1997-2004) con dati raccolti alla fine degli anni '70, per evidenziare eventuali cambiamenti avvenuti nel corso degli anni legati a modificazioni antropiche.

Materiali e metodi

Il set di dati consta di 81 e 1347 campioni di micro- e mesozooplancton rispettivamente, prelevati nella laguna di Venezia, contestualmente ai dati idrochimici, da aprile 2003 a marzo 2004 per la frazione microzooplanctonica e da giugno 1975 a marzo 2004 per quella mesozooplanctonica, con diverse frequenze e localizzazione delle stazioni, perché mirate agli obiettivi diversi di ciascun progetto. I campioni di microzooplancton sono stati fissati in formalina ed analizzati al microscopio invertito secondo Utermöhl (1958), quelli di mesozooplancton sono stati raccolti con retino Clarke Bumpus con maglie da 200 μm, fissati in formalina ed analizzati allo stereomicroscopio in camera di Kolkwitz aperta (Zunini Sertorio, 2001). Si è cercato di costruire delle fisionomie stagionali per lo zooplancton, mediando i dati sull'intero bacino, sull'intero periodo. Lo scopo è perciò quello di definire successioni "standard" dei principali taxa durante l'anno che possano rappresentare un modello medio di riferimento per qualsiasi situazione puntiforme da confrontare.

Per analizzare invece le eventuali differenze tra dati recenti e dati di fine anni '70, si è applicato il test non parametrico di Mann-Withney per confrontare le mediane tra i due data set (Boyer *et al.,* 2000).

Risultati

Sono state valutate le fisionomie stagionali dei popolamenti micro- e mesozooplanctonici (quest'ultima descritta sull'intero periodo) che sembrano molto simili; iniziano entrambe da minimi in gennaio, una crescita primaverile e massimi a giugno ed a luglio rispettivamente per micro- e mesozooplancton, un generale plateau estivo; poi inizia una progressiva caduta fino a dicembre (Fig. 2, Fig. 3). I maggiori rappresentanti per i popolamenti microzooplanctonici sono i ciliati aloricati (89%) ed i tintinnidi (9%), per le comunità mesozooplanctoniche sono i copepodi (per il 78% dell'abbondanza totale), i cladoceri (11%) ed altri taxa

(11%). Il periodo durante il quale i tintinnidi rappresentano una frazione significativa del microzooplancton va da luglio ad ottobre. Per il mesozooplancton le abbondanze dei cladoceri, praticamente assenti in gennaio e febbraio, sono pronunciate in agosto, settembre ed ottobre.

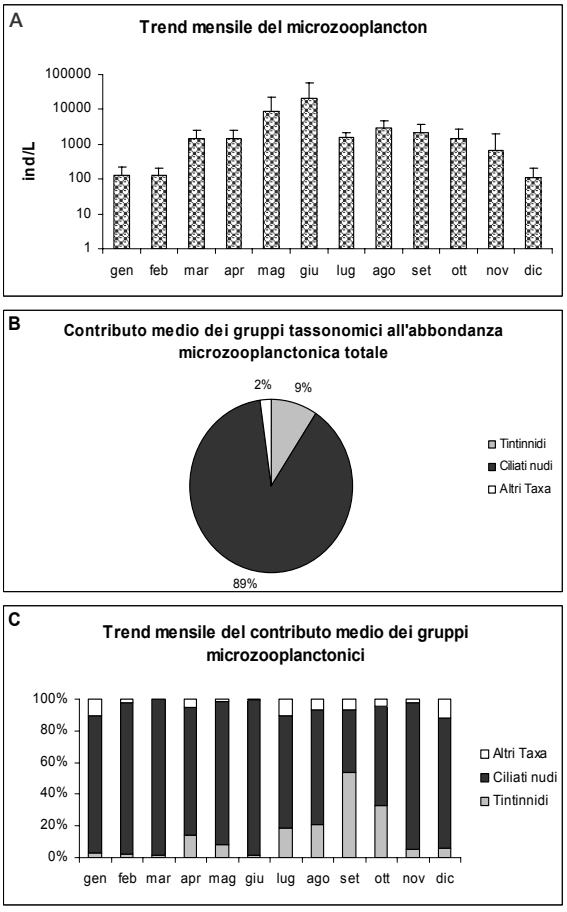


Fig. 2 - A) Ciclo annuale dell'abbondanza microzooplanctonica ottenuta su tutta la laguna ed in tutto il periodo; B) Contributo medio dei gruppi microzooplanctonici all'abbondanza totale calcolato su tutta la laguna ed in tutto il periodo; C) Ciclo annuale del contributo dei gruppi microzooplanctonici all'abbondanza totale ottenuta su tutta la laguna ed in tutto il periodo.

A) Annual cycle of microzooplankton abundance (2003-2004); B) Average contribution of microzooplankton groups to total abundance; C) Average contribution of microzooplankton groups to total abundance during the year.

Le classiche forzanti che controllano le distribuzioni spazio-temporali e conseguentemente le attività fisiologiche ed il metabolismo dello zooplancton, esercitano in ambiente lagunare una pressione più severa rispetto a quella nota per l'ambiente marino. È infatti evidente dalla spiccata stagionalità che i popolamenti

zooplanctonici lagunari subiscano l'alternanza di periodi freddi e di periodi caldi, uniti da brevi periodi di transizione. In estate molte specie termofile riconoscono negli ambienti interni condizioni molto favorevoli per il loro metabolismo e talvolta temperature tra 25-30 °C possono innescare forti crescite esponenziali come per esempio quelle osservate per il copepode *Acartia tonsa*, che raggiunge abbondanze fino valori anche superiori a 20 10^4 ind m^3.

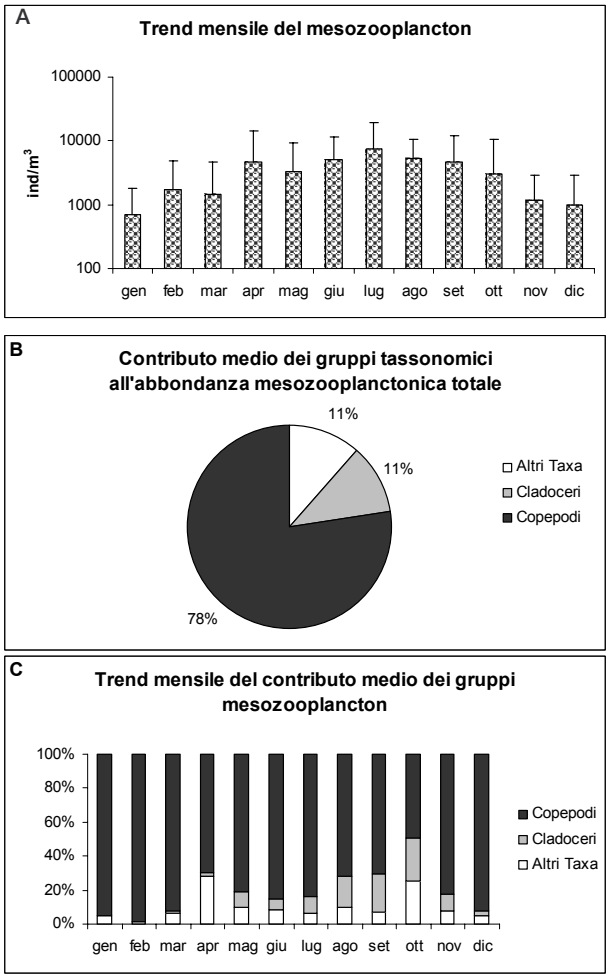


Fig. 3 - A) Ciclo annuale dell'abbondanza mesozooplanctonica ottenuta su tutta la laguna ed in tutto il periodo; B) Contributo medio dei gruppi mesozooplanctonici all'abbondanza totale calcolato su tutta la laguna ed in tutto il periodo; C) Ciclo annuale del contributo dei gruppi mesozooplanctonici all'abbondanza totale ottenuta su tutta la laguna ed in tutto il periodo.

A) Annual cycle of mesozooplankton abundance (from the whole data set); B) Average contribution of mesozooplankton groups to total abundance; C) Average contribution of mesozooplankton groups to total abundance during the year.

Buoni traccianti per la presenza di acque marine in laguna sono i dinoflagellati eterotrofi per il microzooplancton ed i cladoceri per il mesozooplancton, la cui rappresentatività tende a diminuire progressivamente nell'interno della laguna, quando le salinità diminuiscono drasticamente. I ciliati ed i copepodi rappresentano sempre le frazioni dominanti nelle comunità planctoniche in tutta la laguna, pur se con specie diverse in aree diverse. I copepodi marini *Acartia clausi*, *Paracalanus parvus* e *Centropages* spp. diminuiscono verso l'interno sostituiti da *A. tonsa* sia nelle paludi che nei canali.

Su un numero ridotto di taxa del micro- e del mesozooplancton, ritenuti i più rappresentativi per frequenza ed abbondanza durante l'intero periodo, si è costruita una successione delle principali specie durante l'anno (Fig. 4, Fig. 5).

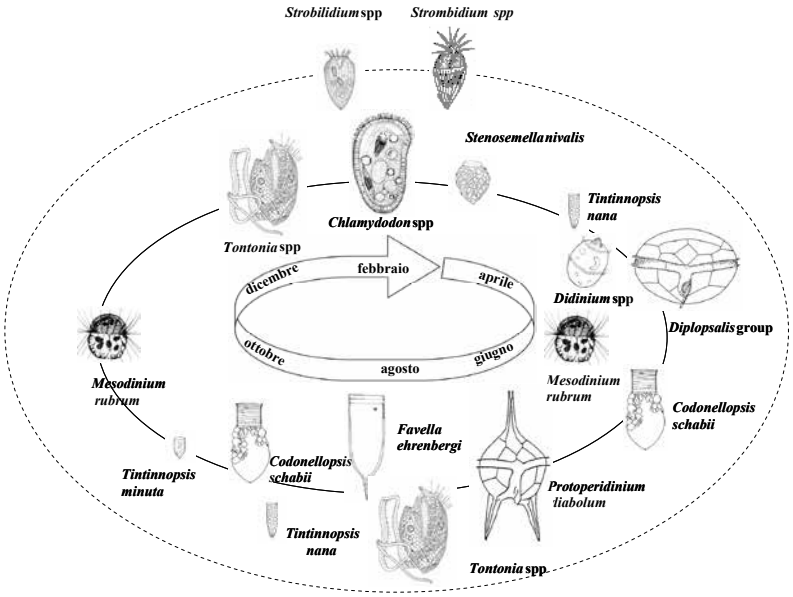


Fig. 4 - Rappresentazione schematica della successione delle specie microzooplanctoniche, su un ciclo annuale (dati dal 2003 al 2004). Le specie posizionate nell'ellisse esterna costituiscono forme perennanti.

Schematic representation of microzooplankton species succession over an annual cycle in the lagoon of Venice (data from 2003 to 2004). The species in the external ellipse are perennant taxa.

Come per il fitoplancton (Socal *et al.*, 2006), anche per il micro- e per il mesozooplancton la maggior parte dei taxa considerati (vedi ad esempio *Strobilidium* spp. ed *A. tonsa*) ha presentato un andamento in fase con quello della temperatura, mentre *Stenosemella nivalis, Mesodinium rubrum, A. clausi* sono più abbondanti in primavera e *Tintinnopsis minuta*, *P. parvus*, *Penilia avirostris* e *Centropages ponticus* a fine estate.

Tale rappresentazione schematica di successione delle specie risulta essere un utile strumento di confronto per evidenziare eventuali scomparse o comparse di specie oppure per descriverne slittamenti nella successione durante l'anno, dovuti per esempio a modificazioni antropiche e/o cambiamenti climatici in atto.

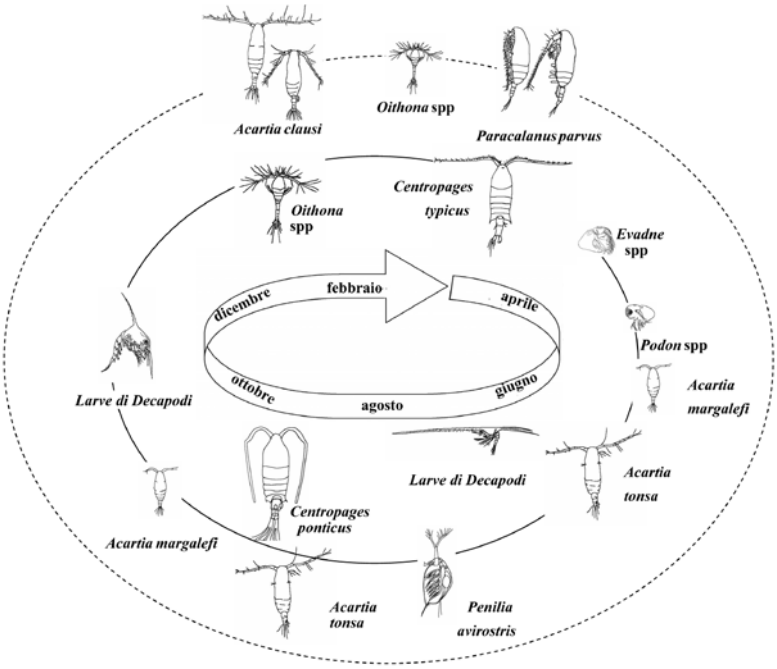


Fig. 5 - Rappresentazione schematica della successione delle specie mesozooplanctoniche, su un ciclo annuale (dati dal 1975 al 2004). Le specie posizionate nell'ellisse esterna costituiscono forme perennanti.

Schematic representation of mesozooplankton species succession over an annual cycle in the lagoon of Venice (data from 1975 to 2004). The species in the external ellipse are perennant taxa.

Confrontando i dati raccolti nel periodo 1975-1980 con quelli recenti, ottenuti nel quinquennio 1997-2002, si è osservata una diminuzione significativa dell'abbondanza mesozooplanctonica, accompagnata da una ancor più evidente diminuzione dei cladoceri (Tab. 1). Alcuni cambiamenti sono stati osservati anche nella composizione tassonomica: la quasi totale scomparsa del copepode calanoide *Acartia margalefi* presente negli anni '70 (Comaschi *et al*., 1999) e la prepotente comparsa agli inizi degli anni '90 di *A. tonsa*, ora specie dominante nelle aree interne della laguna (Comaschi e Cavalloni, 1995). Le ragioni di questi andamenti non sono però ancora chiare, anche per la mancata disponibilità di serie temporali continue; comunque ricerche mirate sulla vitalità delle uova e sull'effetto degli inquinanti su di esse sono tuttora in corso.

Conclusioni

Il presente studio ha fornito alcune tra le prime informazioni nella laguna di Venezia sui protozoi e sui metazoi inferiori a 200 μm (microzooplancton) che contribuiscono, insieme al mesozooplancton, nel definire un quadro più completo nella valutazione dello standing stock dei consumatori primari nella colonna d'acqua.

Tab. 1 - Mediane delle abbondanze mesozooplanctoniche dei due periodi indicati e risultati del test di Mann-Witney (N, numero di osservazioni; *=p<0,05; **=p<0,001).

*Medians of mesozooplankton abundance in the indicated periods and results of Mann-Withney test (N, observation number; *=p<0,05; **p<0,001).*

	autunno						inverno						primavera						estate					
	1975 - 1980		1997 - 2004				1975 - 1980		1997 - 2004				1975 - 1980		1997 - 2004				1975 - 1980		1997 - 2004			
Acque polialine	N	mediana	N	mediana		p	N	mediana	N	mediana		p	N	mediana	N	mediana		p	N	mediana	N	mediana		p
Zooplancton (ind/m^3)	50	499	48	155	0,007	*	36	919	40	70	0,000	**	67	2568	77	522	0,002	**	53	5641	62	2022	0,001	**
Copepodi (ind/m^3)	50	441	48	130	0,008	*	36	871	40	62	0,000	**	67	2004	77	389	0,005	*	53	3206	62	1851	0,267	*
Cladoceri (ind/m^3)	50	7	48	0	0,021	*	36	0	40	0	0,012		67	51	77	0	0,001	**	53	172	62	2	0,000	**
Altri taxa (ind/m^3)	50	27	48	8	0,011	*	36	14	40	4	0,595		67	243	77	78	0,005	*	53	410	62	112	0,000	**
	autunno						inverno						primavera						estate					
	1975 - 1980		1997 - 2004				1975 - 1980		1997 - 2004				1975 - 1980		1997 - 2004				1975 - 1980		1997 - 2004			
Acque eualine	N	mediana	N	mediana		p	N	mediana	N	mediana		p	N	mediana	N	mediana		p	N	mediana	N	mediana		p
Zooplancton (ind/m^3)	61	3395	45	383	0,000	**	68	1468	42	82	0,000	**	68	6292	30	1305	0,007	*	68	5353	47	2138	0,046	*
Copepodi (ind/m^3)	61	2447	45	243	0,000	**	68	1297	42	74	0,000	**	68	4168	30	884	0,011	*	68	3046	47	1199	0,636	*
Cladoceri (ind/m^3)	61	262	45	0	0,001	**	68	0	42	0	0,056		68	404	30	3	0,002	**	68	602	47	19	0,000	**
Altri taxa (ind/m^3)	61	176	45	21	0,000	**	68	48	42	8	0,189		68	439	30	237	0,596		68	609	47	102	0,060	*

Queste considerazioni dimostrano quanto lo studio delle strutture dei popolamenti zooplanctonici possa divenire importante per indicare lo stato trofico di un ambiente; la serie temporale dal 1997 ad oggi non è più stata interrotta. Perciò è importante garantirne la prosecuzione anche nell'ambito dei nuovi progetti proposti, per contribuire alle conoscenze di un sistema così complesso ed in continua evoluzione, come la laguna di Venezia.

Summary

A large data set (1975-2004), concerning the temporal distribution of micro- and mesozooplankton in the Lagoon of Venice, is here considered. These data have been obtained within the framework of differing research projects. In general naked ciliates and copepods represented the main micro and mesozooplankton groups (89 and 78% of total abundance respectively), followed by tintinnids and cladocerans (9 and 11%). The seasonal variability and the succession of the main taxa have been here described. Most of them, as the ciliate *Strobilidium* spp. and the copepod *A. tonsa*, were termophilic species. A comparison between recent (1997-2004) and older data (1975-1980) is also presented, in order to evaluate the long term trends of mesozooplankton abundance and group composition in the lagoon of Venice. Comparing the two data sets, a general decrease of mesozooplankton abundance in recent years was observed. Some changes have been recorded also in species composition: *Acartia margalefi*, present since 1970s, has almost disappeared and *A. tonsa*, became the dominant species from 1992 until today.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano il Magistrato alle Acque che attraverso il suo concessionario, Consorzio Venezia Nuova, ha contribuito ad implementare il data set con i dati raccolti nell'ambito del progetto ICSEL. Gli autori ringraziano inoltre il sig. Stefano Tortato per la preparazione dei disegni.

Bibliografia

BOYER J.N., STERLING P., JONES R.D. (2000) - Maximizing information from a water quality monitoring network through visualisation techniques. *Estuar. Coast. Shelf Sci*., **50**: 39-48.

COMASCHI A., CAVALLONI B. (1995) - Variabilità stagionale dello zooplancton nella Palude della Rosa (laguna di Venezia-bacino settentrionale). *S.IT.E. Atti,* **16**: 75-78.

COMASCHI A., ACRI F., BIANCHI F., BRESSAN M., CAMATTI E. (1999) - Temporal changes of species belonging to *Acartia* genus (copepoda: calanoida) in the northern basin of the Venice lagoon. *Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia*, **50**: 189-193.

SOCAL G., ACRI F., BERNARDI AUBRY F., BERTON A., BIANCHI F., CAPUZZO E., COPPOLA J., FACCA C., SFRISO A. (2006) - Analisi dei popolamenti fitoplanctonici nella laguna di Venezia dal 1977 al 2004. *Biol. Mar. Medit.,* **13** (1): 178-184.

UTERMÖHL H. (1958) - Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, **9**: 1-38.

ZUNINI SERTORIO T. (2001) - Programma di monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino-costiero (triennio 2001-2003). Metodologie analitiche di riferimento. ICRAM. ACQUA-scheda 10-Mesozooplancton: 1-2.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 54-60

R. Congestri, V. Sangiorgi*, I. Bianco*, E. Capucci, P. Albertano

Dipartimento di Biologia, Università di Roma "Tor Vergata",
Via della Ricerca Scientifica, 1 - 00133 Roma, Italia.
roberta.congestri@uniroma2.it
*Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente del Lazio
ARPA Lazio, Sezione Provinciale di Latina, Italia.

IL FITOPLANCTON DELLE COSTE LAZIALI DAL 1997 A OGGI: STRUTTURA DELLA COMUNITÀ, *TAXA* DOMINANTI E SPECIE TOSSICHE

PHYTOPLANKTON OF LATIUM COAST (1997-2004): COMMUNITY STRUCTURE, DOMINANT TAXA AND TOXIC SPECIES

Abstract

The annual dynamics of phytoplankton over seven years at six stations along the Latium coast was assessed to contribute to a first update on seasonal patterns and inter-annual variability. Marked fluctuations were detected, with total biomass peaks in summer. Populations increased in cell abundances over time. Diatoms and phytoflagellates largely contributed to autotrophic biomass and the small sized flagellates dominated throughout the year especially at the southern stations. Electron microscopy assisted identification of toxic and bloom responsible taxa. A variety of toxic thecate dinoflagellates together with five toxic Pseudo-nitzschia *species were observed. Recurrent blooms of* Pseudo-nitzschia *spp. and* Fibrocapsa japonica *were recorded as well as presence of toxic naked dinoflagellates during cell counts. Application of novel tools for toxin detection in nature is here discussed.*

Key-words: *phytoplankton, temporal variations, community composition, noxious organisms.*

Introduzione

Sebbene le coste del Lazio siano comprese tra due aree, quella toscana e quella campana, ben caratterizzate dal punto di vista della comunità fitoplanctonica presente, sono a tutt'oggi scarsi e frammentari gli studi volti ad analizzare la struttura e la distribuzione spazio-temporale delle microalghe nelle acque costiere laziali. La collaborazione con Arpalazio nell'ambito dei programmi regionali di monitoraggio delle acque marine costiere ha offerto l'opportunità di analizzare la struttura e la dinamica annuale della comunità fitoplanctonica in sei stazioni della costa laziale dal 1997 a oggi. I patterns spazio-temporali relativi ai grandi gruppi algali quali diatomee, dinoflagellati e "altro fitoplancton" registrati durante questo studio rappresentano un primo contributo alla conoscenza delle successioni del fitoplancton nelle acque laziali e un aggiornamento rispetto ai risultati ottenuti in passato per le aree interessate dal fiume Tevere (Puddu *et al.*, 1983), quelle del litorale pontino (Massera Bottazzi *et al.*, 1980) e quelle prospicienti Civitavecchia (Tognetto *et al.*, 1995). L'emergenza imposta da fenomeni di fioritura ricorrenti lungo tutto il tratto di costa ha inoltre promosso approfondimenti tassonomici sulle popolazioni responsabili dei bloom al fine di accertarne l'identità e stabilire l'eventuale rischio sanitario, ambientale ed economico connesso alla loro potenziale tossicità.

Materiali e metodi

Campioni di acqua superficiale sono stati prelevati con bottiglia Niskin presso 6 stazioni costiere poste a 500 m dalla costa, alla batimetrica dei 7 m (Foce Marta,

VTA; Ladispoli e Fiumicino, RMB e RMC; Rio Martino, LTD, Monte d'Argento LTE e Zannone, LTF, Fig. 1) con cadenza quindicinale nel periodo agosto 2001 - dicembre 2004.

Fig. 1 - Mappa delle 6 stazioni di campionamento lungo la costa laziale.
Sampling locations along the Latium coast.

In precedenza, presso le suddette stazioni, ad esclusione di quella situata a Zannone, la frequenza di campionamento era mensile. Aliquote dei campioni fissati in soluzione di Lugol sono state successivamente poste a sedimentare in camere combinate e analizzate secondo il metodo di Utermhöl (1958). Campioni di retino (porosità 20 μm) venivano inoltre raccolti nelle stesse stazioni e fissati in glutaraldeide al 2,5%. Tecniche di microscopia in epifluorescenza accoppiate alla colorazione con Calcofluor White M2 consentivano l'osservazione della tabulazione dei dinoflagellati tecati. La pulizia in acidi dei frustuli delle diatomee ha permesso l'osservazione dei caratteri ultrastrutturali dignostici in microscopia ottica ed elettronica. Campioni sottoposti a post-fissazione in OsO_4, disidratazione seriale in alcoli e "critical point drying" sono stati osservati al microscopio elettronico a scansione per l'identificazione a livello di specie dei dinoflagellati.

L'indice di Sanders (Belin *et al.*,1995; Sanders, 1960) è stato applicato ai dati relativi alla distribuzione delle abbondanze numeriche dei diversi *taxa* al fine di individuare le forme dominanti e caratteristiche di ciascuna stazione.

Risultati

Lungo la fascia costiera indagata, che si estende sul mar Tirreno per circa 300 km, con coste di natura prevalentemente sabbiosa e alluvionale per la presenza di fiumi, dune e stagni costieri, ad eccezione di promontori emergenti come quello del Circeo (LT), è stata osservata una notevole variabilità inter- e intra-annuale della comunità fitoplanctonica di acque superficiali, sia in termini di composizione che di abbondanza numerica.

L'andamento annuale del fitoplancton totale lungo tutta la costa mostrava fluttuazioni ampie, con massimi di densità media, anche superiori a 10^7 cell/l, generalmente nei mesi estivi. Il confronto tra i dati di abbondanza fitoplanctonica

rilevati nei diversi anni indicavano un incremento dei valori con il tempo. In particolare, nell'estate 2003, a giugno, si è registrato il valore medio "regionale" più alto di densità fitoplanctonica, mentre a novembre 2002 si osservava quello più basso (3×10^5 cell/l) (Fig. 2).

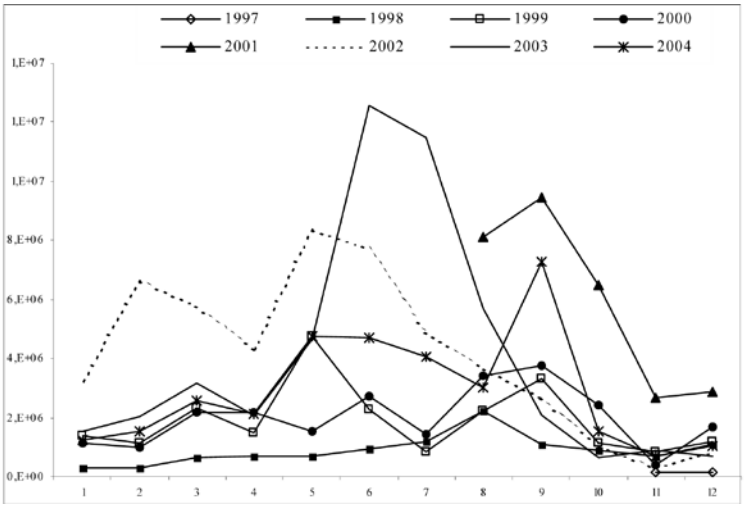


Fig. 2 - Fluttuazioni annuali delle medie mensili regionali dell'abbondanza fitoplanctonica.
Temporal fluctuations of average regional abundances of total phytoplankton.

Al massimo di abbondanza media osservato nel corso della presente ricerca contribuivano in modo significativo le diatomee, in particolare i valori registrati nella stazione di Fiumicino, a sottolineare una tendenza generale della struttura del fitoplancton costiero nell'area di studio: le stazioni situate nella provincia di Roma e interessate dagli apporti del fiume Tevere hanno mostrato negli anni le abbondanze delle diatomee più alte, fino a 9×10^6 cell/l, mentre negli altri siti monitorati i picchi di densità erano spesso sostenuti dalla componente "altro fitoplancton", principalmente rappresentata da fitoflagellati compresi tra 5 e 20 μm come criptofite, prasinoficee, coccolitoforidi e euglenofite a cui si affiancavano in alcuni mesi anche cianobatteri coccali e filamentosi e cloroficee coccali coloniali, soprattutto nelle stazioni maggiormente interessate dagli apporti di acqua dolce. Va comunque sottolineato, se pure la serie di dati a disposizione consenta appena la possibilità di tracciare tendenze e periodicità nella dinamica della comunità indagata, l'incremento negli ultimi tre anni delle densità della componente "altro fitoplancton" lungo tutta la costa, con una inversione dei contributi relativi di diatomee e "altro fitoplancton" a favore di quest'ultima frazione nelle stazioni di foce Marta e Monte d'Argento. Infatti, dal 2001 in poi si è evidenziata l'incidenza quantitativa della frazione "altro fitoplancton" sull'intera comunità, con andamenti annuali di quest'ultima pressoché sovrapponibili a quelli della biomassa fitoplanctonica totale, in particolare in corrispondenza delle stazioni situate nella provincia di Latina.

La componente a dinoflagellati risultava sempre moderatamente rappresentata; in generale le densità maggiori si osservavano nei mesi estivi e nella stazione di

Monte d'Argento. Pertanto, le condizioni idrologiche, come la vicinanza a input di acqua dolce, la stagione e la disponibilità dei nutrienti sono apparsi critici per la complessità del sistema costiero indagato. Le fluttuazioni di biomassa e le variazioni nella composizione del fitoplancton nelle acque superficiali sono apparse riconducibili alle dinamiche caratteristiche di ambienti costieri fortemente influenzati dalle attività umane e dalla terraferma, dove si assiste piuttosto regolarmente, ormai, alla prevalenza di forme di piccola taglia e a picchi di abbondanza numerica estivi affiancati, in alcuni casi, a massimi secondari primaverili. In ogni caso va anche ricordato l'effetto delle forzanti biotiche sui patterns rilevati, le relazioni di competizione, predazione e la stessa ecofisiologia delle diverse specie fitoplanctoniche che giocano anch'essi un ruolo essenziale nel regolare la distribuzione spazio-temporale degli organismi esaminati.

L'analisi quali-quantitativa a livello di specie dei campioni ha inoltre consentito una ulteriore e più fine caratterizzazione della struttura del popolamento e delle sue variazioni spazio-temporali, nonché il confronto tra le diverse stazioni di prelievo, che ha incluso anche i dati relativi alla stazione di controllo situata presso l'Isola di Zannone. Il set di dati così ottenuto è stato pertanto analizzato statisticamente mediante l'applicazione dell'indice di Sanders, che prevede, in breve, l'attribuzione di un rango discendente ai primi 10 *taxa* più abbondanti rilevati in ciascun campione, e alla elaborazione finale di tali valori di rango mediante una somma aritmetica. Quest'analisi, condotta in via preliminare per il periodo giugno 2002 - giugno 2003, ha evidenziato risultati piuttosto omogenei per tutta l'area di studio confermando l'importanza numerica della componente "altro fitoplancton", in particolare di alcune criptofite, come la forma tentativamente identificata come *Plagioselmis prolonga* (tali alghe sono molto sensibili ai fissativi comunemente usati durante i monitoraggi), che è risultata essere la specie dominante in tutte le stazioni, e *Teleaulax acuta* anch'essa comune a tutte le stazioni anche se con rango minore. Presso tutte le stazioni, il *taxon* con indice di Sanders immediatamente successivo al più alto, di *P. prolonga,* è stato attribuito al gruppo di dinoflagellati nudi, definito Gymnodiniales spp.. Sebbene comparativamente i dinoflagellati mostrassero densità basse, questo gruppo era molto frequente e spesso unico rappresentante della componente a dinoflagellati nell'intera comunità esaminata.

Le specie "gregarie" variavano con le stazioni, in particolare le diatomee contribuivano a connotare i diversi siti: *Cerataulina pelagica* aveva rango molto basso solo a Viterbo, mentre solo in questa stazione *Dactyliosolen blavyanus* presentava un indice alto. Anche per le specie di *Pseudo-nitzschia* si è osservata una certa variabilità*, P. galaxiae* dominava a Ladispoli, *P. delicatissima* a Rio Martino mentre quest'ultima specie e la congenerica *P. pseudodelicatissima* avevano ranghi alti a Monte d'Argento soltanto. Infine cianobatteri coccali mostravano indici alti a Fiumicino. L'omogeneità osservata mediante questa trattazione statistica mostrerebbe preliminarmente come, nei sistemi costieri, il processo di antropizzazione si accompagni a variazioni unidirezionali nella diversità e abbondanza degli organismi fitoplanctonici, risultando nella dominanza di un numero molto basso di specie.

Inoltre, le osservazioni compiute al microscopio ottico sui campioni prelevati con retino nei siti di monitoraggio durante le crociere hanno permesso di completare preliminarmente un elenco floristico dei *taxa* fitoplanctonici del litorale laziale. Sono stati distinti 277 *taxa*, di cui 161 diatomee, 118 dinoflagellati e 98 ascrivibili al gruppo "altro fitoplancton" Questi valori risultano maggiori rispetto a quelli forniti in precedenza per il litorale pontino (Massera Bottazzi *et al*., 1980)

e per le coste interessate dagli apporti del Tevere (Puddu *et al*., 1983). Dai dati ottenuti con i soli conteggi la stazione più ricca in specie è risultata quella di Monte d'Argento con 207 *taxa* così ripartiti: 95 diatomee, 55 dinoflagellati e 57 "altro fitoplancton"; il sito con minore diversità tassonomica era invece Zannone con 155 *taxa* (71 diatomee, 55 dinoflagellati e 29 "altro fitoplancton").

Infine, il verificarsi di un'estesa fioritura nel periodo primaverile-estivo del 1999 della rafidoficea ittiotossica *Fibrocapsa japonica* lungo il litorale pontino (Congestri *et al*., 2000) ha consolidato la collaborazione con l'Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio per la caratterizzazione tassonomica delle componenti fitoplanctoniche potenzialmente tossiche e responsabili di bloom mediante tecniche di microscopia elettronica a scansione (SEM) e a trasmissione (TEM). Tali approfondimenti tassonomici hanno anche permesso l'analisi degli andamenti stagionali delle specie critiche al fine di stabilire la ricorrenza e la frequenza delle fioriture. È stata, pertanto, analizzata dettagliatamente la composizione in specie dei dinoflagellati del litorale pontino. L'identificazione certa di queste microalghe, che annoverano il numero più alto di specie produttrici di tossine e in grado di dar luogo a bloom, necessita infatti in molti casi dell'ausilio del SEM.

Sono state osservate almeno nove specie potenziali produttrici di tossine come *Alexandrium minutum*, *Dinophysis caudata*, *Dinophysis fortii*, *Dinophysis sacculus*, *Lingulodinium polyedrum*, *Phalacroma rotundatum* e *Prorocentrum minimum,* ed è stata segnalata per la prima volta lungo le coste italiane la specie *Alexandrium insuetum* (Congestri *et al*., 2001; 2004a), la cui presenza nel acque mediterranee era stata precedentemente riportata solo per le coste tunisine (Daly Yahia-Kefi *et al*., 2000). A tali specie di dinoflagellati tossici provvisti di teca si affiancano le forme "nude" osservate in microscopia ottica durante le attività di monitoraggio come *Akashiwo sanguinea*, *Karenia brevis* e *K.* cf. *mikimotoi*. La distribuzione temporale di tali dinoflagellati tossici è risultata tipicamente estiva, con massimi anche superiori a 10^5 cell/l.

Più recentemente, uno studio condotto al TEM sulle diatomee del litorale laziale appartenenti al genere *Pseudo-nitzschia*, responsabile della produzione della tossina acido domoico, ha portato alla distinzione di almeno otto morfospecie, tra cui cinque sono ritenute tossiche, *P. calliantha, P. delicatissima, P. fraudulenta P. galaxiae* e *P. multistriata* (Congestri *et al*., 2004b). Ad eccezione di *P. multistriata*, che presentava un pattern autunnale, tali diatomee hanno mostrato una distribuzione piuttosto ampia nel periodo primaverile ed estivo, con picchi di densità a marzo e a giugno.

È noto che le tossine prodotte dalle specie HAB (Harmful Algal Bloom) possono accumularsi nei molluschi e nei pesci e provocare sindromi acute o croniche nei consumatori conosciute come Amnesic, Diarrhetic, Neurotoxic, and Paralytic Shellfish Poisonings e, inoltre, causare gravi danni alle attività economiche connesse con la pesci- e molluschi-coltura. Pertanto, l'identificazione certa a livello di specie del fitoplancton durante i programmi di monitoraggio è fondamentale nel dirigere piani di controllo, allerta e contromisure atti a mitigare gli effetti dannosi ed eventualmente a prevenirne i risvolti più gravi dal punto di vista sanitario, ambientale ed economico. Tuttavia, con la semplice identificazione morfologica dei vari *taxa* è possibile che vengano prese contromisure anche in presenza di popolazioni non tossiche. La produzione di tossine può, infatti, variare in relazione a differenze intraspecifiche, fisiologiche e in risposta alle condizioni ambientali. Nonostante ciò, le indicazioni provenienti dall'identificazione specifica dei popolamenti fitoplanctonici sono preziose nell'indirizzare indagini di natura

biochimica e tossicologica, per quanto ancora complesse e impegnative in termini di tempo e competenze specifiche. Lo sviluppo di strumenti innovativi diventa, quindi, prioritario in un contesto come quello attuale che vede un aumento globale delle fioriture di fitoplancton e la necessità di determinazioni rapide e sicure per poter provvedere in modo appropriato alla tutela degli ecosistemi e della salute umana. Nuovi strumenti per la determinazione delle tossine dovrebbero, infatti, consentirne l'identificazione e la quantificazione sia in estratti algali sia nei prodotti ittici, in modo da garantire un pronto sistema di allerta e la tracciabilità della tossina lungo la catena trofica (Micheli *et al*., 2003).

In tal senso è stato recentemente eseguito il monitoraggio annuale della produzione di acido domoico da parte delle popolazioni naturali del genere *Pseudonitzschia* delle coste del Lazio mediante l'utilizzo di immunosensori elettrochimici "usa e getta" con rivelazione elettrochimica. Tale metodo è stato quindi confrontato con quello ufficiale in HPLC evidenziando un buon livello di accuratezza della rivelazione e una percentuale pari al 30% di campioni positivi (Polizzano *et al*., 2003).

Conclusioni

I risultati del presente lavoro, svolto in collaborazione con l'Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio, costituiscono un primo contributo alla conoscenza della comunità pelagica microalgale delle coste laziali. I dati raccolti in sette anni di studio offrono inoltre un aggiornamento rispetto a studi condotti circa venti anni fa in tratti di costa limitati. I patterns spazio-temporali osservati mostrano ampie fluttuazioni intra- ed inter-annuali, un aumento della biomassa totale negli anni, con massimi estivi a cui contribuiscono principalmente diatomee e fitoflagellati. I fitoflagellati di piccola taglia risultano dominare la comunità presso tutte le stazioni monitorate. Le condizioni idrologiche, vicinanza a input di acqua dolce, la stagione e la disponibilità dei nutrienti appaiono critici per le variazioni di abbondanza e composizione osservate nelle acque superficiali. Applicazioni statistiche hanno preliminarmente evidenziato un quadro piuttosto omogeneo della struttura della comunità alle sei stazioni campionate. Approfondimenti tassonomici condotti con l'ausilio della microscopia elettronica hanno consentito l'identificazione certa di una varietà di dinoflagellati e diatomee tossici nonché della rafidoficea *Fibrocapsa japonica*, le densità di queste microalghe hanno raggiunto livelli critici per la salute umana e gli ecosistemi.

Summary

In the framework of a research collaboration between the University of Rome "Tor Vergata" and the Regional Agency for Environmental Protection of Latium (Arpalazio) on coastal environment assessment and algal surveillance activities, the structure and spatio-temporal dynamics of marine phytoplankton was assessed along six coastal stations since 1997. This allowed a first update on distribution patterns of planktic communities along these coasts, whose knowledge is still scant and heterogeneous. Inter- and intra-annual variability of populations was observed, with sharp temporal fluctuations of total phytoplankton abundance which generally peaked in summer. Diatoms and a non-taxonomic group comprising phytoflagellates as well as cyanobacteria and coccal green algae largely contributed to maximal density values, while dinoflagellate densities were comparatively lower. Inland inputs, season and nutrient concentration appeared to affect the spatio-temporal patterns observed. Statistics, the Sanders' index, was also applied to species abundance dataset collected since 2002 to better depict planktic structure at the different locations and to define *taxa* dominating at each sites. Electron microscope observations of concentrated samples assisted species identification, particularly of HAB species, leading

to detect at least nine thecate toxic dinoflagellates and five *Pseudo-nitzschia* species, the latter being responsible of massive blooms along the study area. Development of novel monitoring tools, as electrochemical immuno-sensors, for fast and reliable toxin detection in natural phytoplankton samples is also anticipated.

Ringraziamenti

Si ringrazia il SiDiMar per aver reso possibile l'analisi dei dati.

Bibliografia

BELIN C., BELLAEFF B., RAFFIN B., RABIA M., IBANEZ F. (1995) – Phytoplankton time-series of the French phytoplankton monitoring network: toxic and dominant species. In: Lassus P., Arzul G., Erard E., Gentien P., Marcaillou C. (eds), *Harmful Marine Algal Blooms*. Lavoisier, Intercept. Ltd.: 771-776.

CONGESTRI R., ALBERTANO P., RAVIZZA P., LE FOCHE M., CALDARINI J., ZAOTTINI E. (2000) - On blooms of *Fibrocapsa* along the Middle Thyrrenian Sea (Mediterranean Sea), Italy, in spring-summer 1999. *International Meeting of American Society of Limnology and Oceanography*. Copenhagen, Denmark, *Abstract book*: 130.

CONGESTRI R., BIANCO I., MATTIOLI P., ALBERTANO P., RAVIZZA P., LE FOCHE M., CALDARINI J., ZAOTTINI E. (2001) – Light and electron microscopy in monitoring of harmful algae along the Middle Tyrrhenian coast. In: Dini L., Catalano M. (eds), *Proceedings of the 5th Multinational Congress on Electron Microscopy*. Rinton Press: 45-46.

CONGESTRI R., BIANCO I., ALBERTANO P. (2004a) – Potentially toxic thecate dinoflagellates of Middle Tyrrhenian coastal waters (Mediterranean Sea). In: Steidinger K.A., Landsberg J.H., Tomas C.R., Vargo G.A. (eds), *Harmful Algae 2002*. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission and Intergovernamental Oceanographic Commission of UNESCO: 332-334.

CONGESTRI R., POLIZZANO S., MICHELI L., MOSCONE D., PALLESCHI G., ALBERTANO P. (2004b) – On the presence of *Pseudo-nitzschia* spp. and domoic acid in natural samples from the middle Tyrrhenian Sea (Mediterranean Sea). Cape Town (South Africa). *11th International Conference on Harmful Algal Blooms. Abstract book*: 93.

DALY YAHIA-KEFI O., NÉZAN É., DALY YAHIA M.N. (2000) - Sur la présence du genre *Alexandrium* Halim (Dinoflagellés) dans le baie de Tunis (Tunisie). *Oceanol. Acta*, **24** (Suppl.): 17-25.

MASSERA BOTTAZZI E., ANDREOLI M.G., ANDREOLI C. (1980) – Studio stagionale sullo Zooplancton e Fitoplancton raccolto nella zona prospiciente Latina. L'Ateneo Parmense. *Acta Naturalia*, **16** (4): 235-284.

MICHELI L., POLIZZANO S., ALBERTANO P., MOSCONE D., PALLESCHI G. (2003) - SPE_S immunosensors for the detection of domoic acid in cell extracts of the diatoms *Pseudo-nitzschia* from Italian coasts. *International Workshop on Biosensors for Food Safety and Environmental Monitoring*. Marrakech, Morocco, *Abstract book*: 47.

POLIZZANO S., CONGESTRI R., MICHELI L., MOSCONE D., PALLESCHI G., ALBERTANO P. (2003) - Presenza di *Pseudo-nitzschia* spp. (Bacillariophyceae, Ochrophyta) e acido domoico in campioni del litorale laziale: utilizzo di immunosensori elettrochimici monouso e rilevazione della tossina. *98° Congresso della Società Botanica Italiana*, *Abstract Book*: 59.

PUDDU A., LOMBARDI F., SEQUI R. (1983) – Distribuzione ed evoluzione delle comunità planctoniche. *Quaderni dell'Istituto di Ricerca sulle Acque*, **66**: 169-199.

SANDERS H.L. (1960) – Benthic studies in Buzzard bay. *Limnol. Oceanogr.*, **5**: 138-153.

TOGNETTO L., BELLATO S., MORO I., ANDREOLI C. (1995) – Occurrence of *Ostreopsis ovata* (Dinophyceae) in the Tyrrhenian Sea during summer 1994. *Bot. Mar.,* **38**: 291-295.

UTERMÖHL H. (1958) - Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, **9**: 1-38.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 61-70

F. Cummaudo, R. Pastres, D. Curiel[1], A. Sfriso[2]

Dipartimento di Chimica Fisica, Università Ca' Foscari di Venezia,
Dorsoduro 2137 - 30123 Venezia, Italia.
cummaudo@unive.it
[1]SELC p.s.c.a.r.l., Via dell'Elettricità, 5d - 30175 Marghera-Venezia, Italia.
[2]Dipartimento di Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari di Venezia,
Dorsoduro 2137 - 30123 Venezia, Italia.

MODELLAZIONE DELLE VARIAZIONI ANNUALI DELLA BIOMASSA DI FANEROGAME MARINE NELLA LAGUNA DI VENEZIA

MODELLING ANNUAL VARIATIONS OF SEAGRASS BIOMASS IN THE LAGOON OF VENICE

Abstract

The seasonal evolutions of the two most abundant seagrass species in the Lagoon of Venice, Zostera marina *L. and* Cymodocea nodosa *(Ucria) Ascherson, are investigated by means of two simple mathematical models, identified on the basis of the specific literature and calibrated using time series of site-specific data. The analysis of input data showed a remarkable spatial and interannual variability of the standing-crop, in particular for* C. nodosa*. The results obtained indicate that the reduction of irradiance intensity mainly due to an increase of water column's depth and turbidity, could explain the different growth of* Z. marina *in the investigated areas. The interpretation of the results is more complex as regards* C. nodosa *that presents a radical apparatus very stable and a leaves development related to bathymetry.*

Key-words*: seagrass biomass, time series, mathematical models, primary production, Lagoon of Venice.*

Introduzione

Il ruolo ecologico delle praterie di fanerogame nelle aree costiere poco profonde è largamente riconosciuto: esse formano *habitat* caratterizzati da un'elevata biodiversità (Borum *et al.*, 2004; Leber, 1985) dove trovano rifugio numerosi organismi, quali crostacei, molluschi, pesci ed avannotti. Da un punto di vista morfologico, la loro presenza stabilizza il sedimento costituendo così un importante fattore nel contrastare l'erosione del sedimento (Borum *et al.*, 2004). Da un punto di vista funzionale, esse possono rappresentare una frazione rilevante della produzione primaria in corpi idrici costieri (Sfriso e Ghetti, 1998), in quanto la loro densità di biomassa per unità di superficie è superiore rispetto a quella degli altri produttori primari marini (Duarte e Chiscano, 1999). Durante l'ultimo ventennio nella Laguna di Venezia si è assistito ad un notevole incremento della copertura di *C. nodosa*, ad una marcata ridistribuzione di *Z. marina*, che ha ricolonizzato alcune aree della Laguna centrale, e ad una notevole riduzione della copertura di *Nanozostera noltii* (Hornemann) (Sfriso *et al.*, 2003). Contemporaneamente, si è ridotta di circa tre ordini di grandezza la biomassa delle macroalghe (in particolare *Ulva laetevirens* Areschoug), di gran lunga dominanti nella Laguna centrale negli anni '80 (Sfriso e Marcomini, 1996). Attualmente, le fanerogame marine sono quindi considerate i principali produttori primari dell'ecosistema lagunare veneziano. Per queste ragioni, nell'ultimo decennio si sono intensificati gli studi volti a caratterizzare la loro distribuzione spaziale nella Laguna di Venezia ed a

valutare in termini quantitativi le variazioni stagionali della loro biomassa (Bellato *et al.*, 1995; Curiel *et al.*, 1996a, 1996b; Rismondo *et al.*, 1995, 1997, 2003; Sfriso *et al.*, 1996, 1997, 1998, 1999, 2003, 2004). Le serie storiche di dati raccolti, relativi ad anni ed aree differenti sia per quanto riguarda la tessitura del sedimento sia per quanto riguarda le caratteristiche idrodinamiche, sono state parzialmente interpretate anche mediante modelli matematici (Brigolin *et al.*, 2004; Pastres *et al.*, 2004; Zharova *et al.*, 2001). In questo lavoro vengono presentati i primi risultati ottenuti nel tentativo di interpretare mediante semplici modelli di simulazione le evoluzioni stagionali osservate in *Z. marina* e *C. nodosa.* I modelli sono stati elaborati con gli obiettivi di: 1) stimare la produzione primaria ed i flussi di carbonio, azoto e fosforo veicolati dalle fanerogame nei cicli biogeochimici, 2) analizzare quantitativamente l'effetto della temperatura e della radiazione solare sui tassi di accrescimento.

Materiali e metodi

I modelli qui presentati sono stati elaborati utilizzando serie storiche di dati rilevate mensilmente nel periodo febbraio 1994 – giugno 2002 (Sfriso, 2000; Sfriso e Ghetti, 1998; Sfriso e Marcomini, 1997, 1999; Sfriso *et al.,* 2004) nelle seguenti stazioni: Petta di Bò, Alberoni e S.Maria del Mare situate in Laguna sud e S.Nicolò situata in Laguna centrale e serie storiche rilevate dal Magistrato alle Acque di Venezia, nell'ambito del progetto di monitoraggio denominato *MELa*2, coordinato dal Concessionario del Magistrato alle Acque, Consorzio Venezia Nuova-Servizio Ambiente. Queste ultime rilevazioni sono state effettuate nella stazione di S.Pietro in Volta nel periodo febbraio 2002 – gennaio 2004 (Magistrato alle Acque, 2003, 2004).

Il campionamento e la determinazione della biomassa delle fanerogame marine è stato effettuato seguendo due metodologie leggermente diverse, riportate in dettaglio rispettivamente in Sfriso e Ghetti (1998) ed in Rismondo *et al.* (1997). Si ritiene tuttavia che la stima della biomassa ottenuta con questi metodi possa considerarsi consistente.

La struttura dei modelli matematici per le due specie oggetto di studio (*Z. marina* e *C. nodosa*) si basa su due sole variabili di stato: la biomassa del "comparto" epigeo, indicata con "S" *(shoots),* e quella del "comparto" ipogeo, formato da rizomi e radici, indicato con "R" *(root-rhizomes)*. L'evoluzione stagionale delle biomasse è condizionata da due "funzioni forzanti": la temperatura dell'acqua (T) e la radiazione solare incidente che raggiunge le foglie (I), considerati i fattori chiave nella regolazione della crescita delle fanerogame (Pérez e Romero, 1992). La disponibilità dei nutrienti, azoto e fosforo, non è stata esplicitamente considerata un fattore limitante l'accrescimento, in quanto la loro concentrazione nelle acque interstiziali nella Laguna di Venezia è elevata (Zharova *et al.*, 2001). Le equazioni di stato sono state integrate con passo orario, utilizzando il metodo Runge-Kutta del quarto ordine (Press *et al.,* 1987). Il modello è stato forzato con i dati orari di temperatura dell'acqua ed irradianza, relativi ai periodi in cui sono stati rilevati i dati di biomassa. La temperatura dell'acqua è stata calcolata utilizzando i dati orari di temperatura dell'aria ed il modello di regressione presentato in Pastres *et al.* (2004). I dati di temperatura dell'aria come pure quelli di irradianza sono disponibili nel sito internet www.ibm.ve.cnr.it. I primi dati di ogni serie temporale di biomassa sono stati utilizzati come condizioni iniziali.

L'evoluzione temporale delle biomasse epigea ed ipogea di *Z. marina* è descritta dal seguente sistema di equazioni differenziali, i cui termini sono esplicitati in Appendice:

$$\begin{cases} \frac{dS}{dt} = (\mu - trans - \Omega_S) \cdot S = \left((1 - k_{trans}) \cdot \mu - \Omega_S\right) \cdot S & \text{(Eq. 1)} \\ \frac{dR}{dt} = trans \cdot S - \Omega_R \cdot R = k_{trans} \cdot \mu \cdot S - \Omega_R \cdot R & \text{(Eq. 2)} \end{cases}$$

Il termine μ rappresenta il tasso specifico di accrescimento di biomassa. Esso include il termine di respirazione e può quindi essere paragonato alla Produzione Primaria Netta per unità di biomassa. L'azione delle forzanti sul tasso di accrescimento viene simulata tramite un modello di tipo moltiplicativo, in cui il tasso massimo (μ_{max}) viene limitato in funzione della disponibilità di luce e temperatura (Bach, 1993) e della "capacità portante" del sistema. La frazione di produzione che viene trasferita dal comparto epigeo a quello ipogeo viene quantificata dal termine indicato con k_{trans}, mentre i termini di mortalità dei comparti epigeo ed ipogeo sono indicati rispettivamente con Ω_S e Ω_R.

Sia la letteratura che le osservazioni raccolte nella Laguna di Venezia indicano che l'evoluzione stagionale di *C. nodosa* si differenzia da quella di *Z. marina* per le caratteristiche di seguito evidenziate.

- La biomassa epigea aumenta più rapidamente nel periodo tardo primaverile in virtù dell'aumento del numero di germogli piuttosto che della biomassa fogliare di ciascun germoglio (Rismondo *et al.*, 1997);
- La biomassa epigea diminuisce più rapidamente in autunno (Peduzzi e Vukovič, 1990).

Per tener conto di queste differenze, l'evoluzione stagionale delle biomasse è stata descritta mediante le seguenti equazioni di stato:

$$\begin{cases} \frac{dS}{dt} = (\mu - trans - \Omega_S) \cdot S + RECL = \left((1 - k_{trans}) \cdot \mu - \Omega_S\right) \cdot S + K_{RS} \cdot R & \text{(Eq. 3)} \\ \frac{dR}{dt} = trans \cdot S - \Omega_R \cdot R - RECL = k_{trans} \cdot \mu \cdot S - \Omega_R \cdot R - K_{RS} \cdot R & \text{(Eq. 4)} \end{cases}$$

La fase di reclutamento dei nuovi germogli viene interpretata dal termine indicato con RECL, che viene assunto proporzionale alla biomassa ipogea (R), secondo un coefficiente di trasferimento di biomassa dal comparto radici-rizomi a quello fogliare (K_{RS}). Si è supposto che, così come accade per altre piante terrestri (de Beurs e Henebry, 2004), la fioritura inizi quando la pianta abbia accumulato un certo quantitativo di energia, che viene quantificato mediante i gradi-giorno, definiti come l'accumulo della temperatura media giornaliera tra due soglie termiche (Curry e Feldman, 1987). La fase di rapida diminuzione autunnale della biomassa fogliare invece è stata simulata aumentando il tasso di mortalità dei germogli in tale periodo, sulla base delle indicazioni emerse dall'analisi preliminare dei dati sperimentali.

Risultati

Il modello di *Z. marina* è stato calibrato utilizzando dati mensili rilevati a Petta di Bò negli anni 1994-95 (Sfriso e Ghetti, 1998). I parametri μ_{max}, K_{trans} e σ così

ottenuti sono riportati in Appendice, assieme agli altri parametri stimati in base ai riferimenti bibliografici riportati per esteso in Cummaudo (2005). Il modello si è rivelato in grado di interpretare correttamente l'evoluzione stagionale dei dati sperimentali di densità di biomassa sia epigea (Fig. 1a) che ipogea (Fig. 1b). Al fine di valutare la robustezza del modello, esso è stato corroborato simulando i dati rilevati nella stazione di Alberoni nel periodo luglio 1998 – luglio 1999 (Sfriso, 2000). Questo sito presenta caratteristiche diverse in quanto a profondità, idrodinamica e composizione del sedimento. L'accordo tra i dati sperimentali di biomassa epigea e quelli simulati è ancora molto buono (Fig. 1c), mentre il grado di accostamento è solo leggermente inferiore per quanto riguarda la biomassa epigea (Fig. 1d) soprattutto nei periodi autunnale e primaverile-estivo. Questi risultati indicano che il modello è in grado di fornire riposte adeguate alla variazione delle funzioni forzanti, simulando correttamente l'evoluzione in questo sito, in cui la profondità è circa doppia rispetto a quella della stazione di Petta di Bò. Questo suggerisce che l'intensità della radiazione solare che raggiunge l'apparato fogliare, che è legata in prima approssimazione alla profondità, abbia un ruolo importante nel condizionare lo sviluppo di *Z. marina* (Bach, 1993).

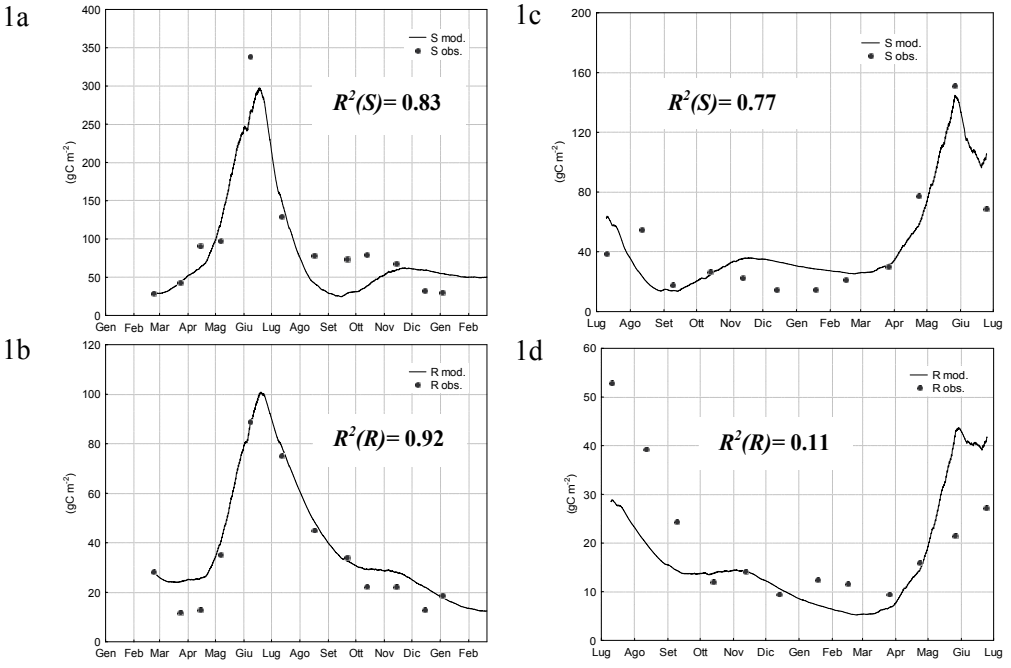


Fig. 1 a,b,c,d - Simulazione della densità di biomassa* epigea (S) ed ipogea (R) di *Zostera marina*, serie storiche di Pettà di Bò, anno 1994-'95 (1a, 1b) e di Alberoni, anno 1998-'99 (1c, 1d).
*Dati sperimentali osservati: Sobs, Robs; Traiettoria del modello: Smod, Rmod.
Simulation of epigeal (S) and hypogeal (R) biomass density of Zostera marina *at Petta di Bò, years 1994-'95 (1a, 1b) and Alberoni, years 1998-'99 (1c, 1d).*

Il modello di *C. nodosa* (Eq. 3-4) è stato calibrato utilizzando i dati rilevati nella stazione di S. Maria del Mare negli anni 2000-01 (Sfriso *et al.,* 2004) e di S. Pietro in Volta del 2002 (Magistrato alle Acque, 2003), calibrando i parametri μ_{max} e k_{trans}. Dai grafici riportati in Fig. 2 è possibile notare che le traiettorie della biomassa epigea relative alla serie di S. Pietro in Volta del 2002 (Fig. 2a) interpretano bene i dati sperimentali, riproducendo correttamente le due fasi di reclutamento nel mese di maggio-giugno e di aumentata mortalità in autunno. Per quanto riguarda invece la traiettoria della biomassa ipogea, il modello non sembra essere in grado di simulare in maniera soddisfacente l'evoluzione stagionale delle osservazioni sperimentali caratterizzata da variazioni di entità inferiore rispetto a quelle della biomassa epigea (Fig. 2b). Successivamente, le prestazioni del modello sono state valutate simulando la serie annuale di dati raccolti nello stesso sito nel 2003. La traiettoria della biomassa epigea (Fig. 2c) rispecchia l'andamento dei dati sperimentali, sebbene mostri una sottostima di questi ultimi nel periodo estivo e autunnale. Per quanto riguarda la biomassa ipogea la traiettoria del modello (Fig. 2d) mostra qualitativamente un miglior accostamento ai dati sperimentali rispetto a quanto riscontrato per l'anno 2002.

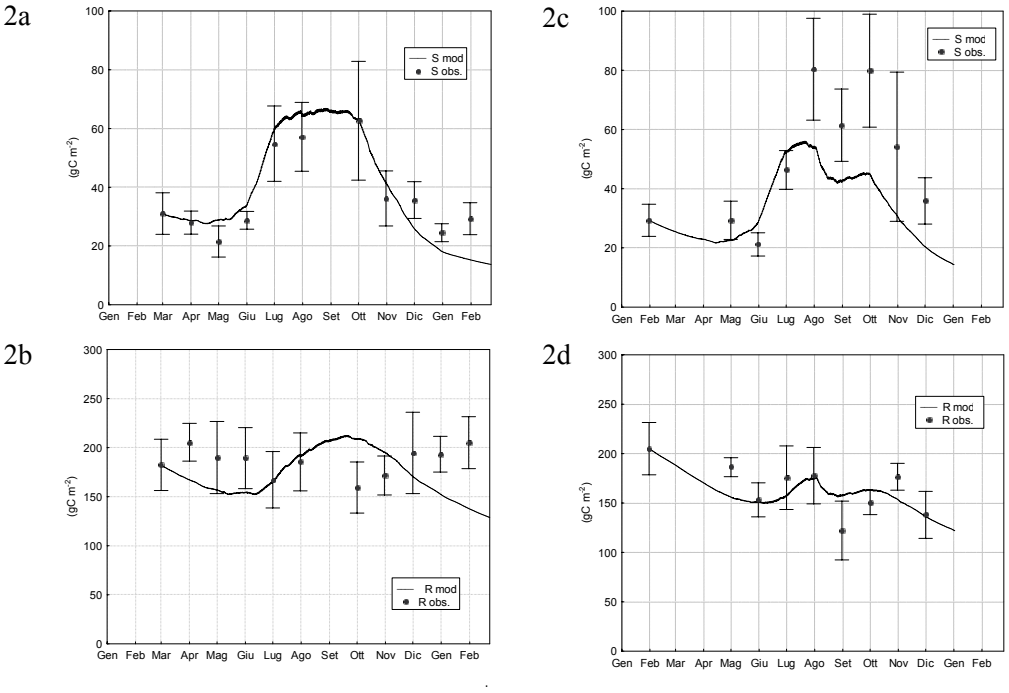


Fig. 2 a,b,c,d - Simulazione della densità di biomassa* epigea (S) ed ipogea (R) di *Cymodocea nodosa*, serie storiche di S. Pietro in Volta, anni 2002 (2a, 2b) e 2003 (2c, 2d). *Dati sperimentali osservati: Sobs, Robs; Traiettoria del modello: Smod, Rmod.

Simulation of epigeal (S) and hypogeal (R) biomass density of Cymodocea nodosa *at S. Pietro in Volta, years 2002 (2a, 2b) and 2003 (2c, 2d).*

I due modelli di *Z. marina* e *C. nodosa* sono stati utilizzati per ottenere una stima preliminare della loro Produzione Primaria Netta (PPN) e valutare le quantità di carbonio, azoto e fosforo da loro fissate annualmente per m^2 di prateria pura nella Laguna di Venezia. La stima della PPN annuale è stata effettuata sulla base degli output del modello integrando i termini di produzione μS in Eq. 1 e 3.

In Tab. 1 viene presentato un confronto tra i valori di PPN reperiti in letteratura per le specie *C. nodosa* e *Z. marina* in diversi siti ed avvalendosi di metodi di stima differenti. Come si può vedere, i metodi empirici di stima della PPN (marcatura e variazione di biomassa) conducono a risultati in alcuni casi molto diversi tra loro. I valori ottenuti usando il modello sono superiori a quelli riportati in letteratura per entrambe le specie. Il valore ottenuto per *Z. marina* non si discosta, tuttavia, marcatamente da quello riportato da Sfriso e Ghetti (1998) per la Laguna di Venezia, ottenuto mediante il metodo della marcatura.

Lo scostamento è maggiore per *C. nodosa,* la cui dinamica stagionale viene riprodotta in maniera meno accurata dal modello proposto. L'estrapolazione delle stime presentate in Tab. 1 all'intero bacino lagunare, effettuata tenendo conto della copertura relativa all'anno 2002 riportata in Rismondo *et al.* (2003), conduce a stimare in $4.9 \cdot 10^4$ tC a^{-1} la quantità di carbonio riciclata annualmente nella Laguna di Venezia da *Z. marina,* valore superiore a quello riportato in Sfriso e Ghetti (1998) pari a $3.9 \cdot 10^4$ tC a^{-1}, basato sulla precedente mappatura di Caniglia *et al.* (1992), ma dello stesso ordine di grandezza.

Tab. 1 - Produzione Primaria Netta di *C. nodosa* e *Z. marina* – Confronto con i valori di letteratura.

Net Primary Production of C. nodosa *and* Z. marina – *Comparison with literature's values.*

	Profondità	Biomassa epigea	Metodo**	Sito	Fonte
	m	*gC m^{-2} a^{-1}*			
C. nodosa	1.5	***1305***	mod	Laguna di Venezia	*Questo lavoro (dati 2002)*
	1	844	mar	Laguna di Urbinu (Corsica)	Agostini *et al.* (2003)*
	1	303	mar	Laguna di Venezia	Rismondo *et al.* (1997)
	4	153	mar	Baia di Napoli (Ischia)	Cancemi *et al.* (2002)*
	0.8	163	mar	Baia Alfaques (E Spagna)	Perez e Romero (1994)*
	4	176	var	Golfo di Trieste	Peduzzi e Vucokič (1990)*
	0.5	48.3	mar	Mar Menor (SE Spagna)	Terrados e Ros (1992)*
Z. marina	0.8	***1177***	mod	Laguna di Venezia	*Questo lavoro (dati 1994-'95)*
	1	835	mar	Laguna di Venezia	Sfriso e Ghetti (1998)
		413	mar	Roscoff (Francia)	Jacobs (1979)*
	0.75	102	mod	Lago Grevelingen (Olanda)	Verhagen e Nienhuis (1983)*
	0.7	307	var	Limfjorden (Danimarca)	Olesen e Sand-Jensen (1994)*

* Dati in g ps m^{-2} a^{-1} convertiti usando il contenuto di carbonio tessutale rilevato nella staz. di S.Maria del Mare.

** Metodo di stima: mod: modello matematico; mar: marcatura; var: variazione di biomassa.

Conclusioni

Per quanto riguarda *Z. marina* il modello è stato calibrato ottenendo un buon accordo con la realtà sperimentale, e corroborato applicandolo ad una differente serie sperimentale. I risultati indicano che la struttura del modello è in grado di

descrivere correttamente l'andamento stagionale delle biomasse epigea ed ipogea.

Per quanto riguarda *C. nodosa* il semplice modello qui proposto non può ritenersi del tutto soddisfacente, in quanto non è ancora in grado di simulare in maniera accurata l'evoluzione delle biomasse di entrambi i comparti. Sulla base di questi risultati, si possono quindi indicare alcune direzioni di approfondimento: a) la stima di alcuni parametri del modello tramite misure sperimentali specifiche; b) la quantificazione dell'influenza della profondità nel condizionare lo sviluppo dell'apparato fogliare; c) l'accoppiamento della dinamica di *C. nodosa* con quella delle epifite, che, sviluppandosi sulle sue foglie, ne riducono il tasso di fotosintesi (Brush e Nixon, 2002) ed agiscono come barriera all'assunzione di carbonio dall'acqua (Sand-Jensen, 1977).

Ciononostante, il confronto con i dati di letteratura, vedi Tab. 1, indica che entrambi i modelli possono essere utilizzati per stimare l'ordine di grandezza della Produzione Primaria Netta. A questo proposito è in via di implementazione un modello bidimensionale in grado di simulare l'evoluzione delle biomasse in funzione della profondità e della torbidità della colonna d'acqua.

Summary

In this paper, the seasonal evolutions of the two most abundant seagrass species in the Lagoon of Venice, *Z. marina* and *C. nodosa*, are investigated by means of two simple mathematical models. The models were identified on the basis of the specific literature and calibrated using time series of site-specific data.

The *Z. marina* model was succesfully calibrated and corroborated. The results of the corroboration indicate that the model enables one to predict the effect of a change in the level of irradiance on the biomass growth.

As regards *C. nodosa*, the results were not entirely satisfactory, since the simple two-variables model does not allow one to simulate accurately the evolution of the hypogeal biomass. On this basis, further investigation should address: the estimation of the model parameters on the basis of field and laboratory data, the quantification of influence of depth on leaves growth, the coupling of *C. nodosa* dynamic with that of epiphytes.

The models were used to obtain a preliminary estimation of the Net Primary Production of the pure meadows of the two species. Values of the same order of magnitude of those reported in the literature were obtained. The amounts of carbon, nitrogen and phosphorus annually fixed by *Z. marina* in the Lagoon of Venice extrapolated from the above estimation are comparable with the values obtained on the basis of field data.

Bibliografia

BACH H.K. (1993) – A dynamic model describing the seasonal variations in growth and the distribution of eelgrass (*Zostera marina* L.). I. Model theory. *Ecological Modelling*, **65**: 31-50.

BELLATO A., RISMONDO A., CURIEL D., MARZOCCHI M. (1995) - Finding of fruits and germinanting seeds of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the lagoon of Venice. *Lavori Soc. Ven. Sc. Nat.,* **20**: 165-166.

BORUM J., DUARTE C.M., KRAUSE-JENSEN D., GREVE T.M. (2004) - European seagrasses: an introduction to monitoring and management. *Managing and Monitoring of European Seagrasses Project*: 95.

BRIGOLIN D., PASTRES R., SFRISO A., CURIEL D. (2004) - Identificazione di un modello matematico per simulare la dinamica delle praterie di *Cymodocea nodosa* (Ucria) nella Laguna di Venezia. In: *XIV Congresso Nazionale del SItE:* 37.

BRUSH M.J., NIXON S.W. (2002) - Direct measurements of light attenuation by epiphytes on eelgrass *Zostera marina. Marine Ecology Prog. Ser.,* **238**: 73-79.

CANIGLIA G., BORELLA S., CURIEL D., NASCIMBENI P., PALOSCHI F., RISMONDO A., SCARTON F., TAGLIAPIETRA D., ZANELLA L. (1992) – Distribuzione delle fanerogame marine *Zostera marina* L., *Zostera noltii* Hornem., *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in laguna di Venezia. *Lavori Soc. Ven. Sc. Nat.,* **1**: 137-150.

CUMMAUDO F. (2005) – Tesi di laurea spec. in Scienze Ambientali: Modellazione dell'evoluzione stagionale delle fanerogame marine in laguna di Venezia. Relatore Prof. Pastres, *Università Ca' Foscari di Venezia*: 116 pp.

CURIEL D., BELLATO A., MARZOCCHI M., SOLAZZI A., SCATTOLIN M. (1996a) - Aspects of the distributive dynamics of the marine phanerogams in the Venice lagoon. *Lavori Soc. Ven. Sc. Nat.,* **21**: 39-51.

CURIEL D., BELLATO A., RISMONDO A., MARZOCCHI M. (1996b) - Sexual reproduction of *Zostera noltii* Hornemann in the lagoon of Venice (Italy, north Adriatic). *Aquat. Bot.*, **52**: 313-318.

CURRY G.L., FELDMAN R.M. Mathematical foundation of population dynamics. The Texas *Engineering Experiment Station monograph series*, n. 3.

DE BEURS K.M., HENEBRY G.M. (2004) - Land surface phenology, climatic variation, and institutional change: Analyzing agricultural land cover change in Kazakhstan. *Remote Sensing of Environm.,* **89** (4), 497-509.

DUARTE C., CHISCANO C. (1999) - Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquat. Bot*., **65**: 159-174.

LEBER K.M. (1985) - The influence of predatory decapods, refuge, and microhabitat selection on seagrass communities. *Ecology,* **66**: 1951-1964.

MAGISTRATO ALLE ACQUE (2003) - Monitoraggio dell'Ecosistema Lagunare (MELa2) - 2° stralcio triennale. linea A. Rapporto annuale sulle misure periodiche delle caratteristiche fenologiche e dei parametri di crescita delle fanerogame marine (I anno). Consorzio Venezia Nuova. Esecutore SELC.

MAGISTRATO ALLE ACQUE (2004) - Monitoraggio dell'Ecosistema Lagunare (MELa2) - 2° stralcio triennale. linea A. Rapporto annuale sulle misure periodiche delle caratteristiche fenologiche e dei parametri di crescita delle fanerogame marine (II anno). Consorzio Venezia Nuova. Esecutore SELC.

PASTRES R., BRIGOLIN D., PETRIZZO A., ZUCCHETTA M. (2004) - Testing the robustness of primary production models in shallow coastal areas: a case study. *Ecological Modelling,* **179**: 221-233.

PEDUZZI P., VUKOVIČ A. (1990) - Primary production of *Cymodocea nodosa* in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea): a comparison of methods. *Marine Ecology Prog. Ser.,* **64**: 197-207.

PÉREZ M., ROMERO J. (1992) - Photosynthetic response to light and temperature of the seagrass *Cymodocea nodosa* and the prediction of its seasonality. *Aquat. Bot.,* **43**: 51-62.

PRESS W.H., FLANNERY B.P., TEUKOLSKY S.A., VETTERLING W.T. (1987) - Numerical recipes, the art of scientific computing. *Cambridge University Press*: 795 pp.

RISMONDO A., CURIEL. D., MARZOCCHI M., MICHELI C. (1995) - Autoecologia e produzione di *Cymodocea nodosa* nella Laguna di Venezia. *Biol. Mar. Medit.,* **2** (2): 405-406.

RISMONDO A., CURIEL D., MARZOCCHI M., SCATTOLIN M. (1997) - Seasonal pattern of *Cymodocea nodosa* biomass and production in the lagoon of Venice. *Aquat. Bot.,* **58**: 55-64.

RISMONDO A., CURIEL D., SCARTON F., MION D., CANIGLIA D. (2003) - A new seagrass map for the Venice lagoon. 6th Conference on the Medit. Coastal Environment, Medcoast 7-11 Oct. 2003, **2**: 843-852.

SAND-JENSEN K. (1977) - Effect of epiphytes on eelgrass photosynthesis. *Aquat. Bot.*, **3**: 55-63.

SFRISO A. (2000) – Eutrofizzazione e inquinamento delle acque e dei sedimenti nella parte centrale della laguna di Venezia. MAV, CVN, Rapporto Finale, 3 vol.

SFRISO A., GHETTI P.F. (1998) - Seasonal variation in biomass, morphometric parameters and production of seagrasses in the lagoon of Venice. *Aquat. Bot.*, **61**: 207-223.

SFRISO A., MARCOMINI A. (1996) - Decline of *Ulva* growth in the lagoon of Venice. *Bior. Tech.,* **58**: 299-307.

SFRISO A., MARCOMINI A. (1997) - Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part I: coupling with chemico-physical parameters and nutrient concentrations in waters. *Mar. Envir. Res.,* **44** (4): 351-375.

SFRISO A., MARCOMINI A. (1999) - Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part II: coupling with sediment, SPM, and tissue carbon, nitrogen and phosphorus concentrations. *Mar. Envir. Res.,* **47**: 285-309.

SFRISO A., FACCA C., CEOLDO S. (2004) - Growth and production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the Venice lagoon. In: Campostrini, P. (ed), *Scientific Research and Safeguarding of Venice*. CoRiLa. Research Programme 2001 - 2002 - 2003. Results. Venice: 229-236.

SFRISO A., FACCA C., GHETTI P.F. (2003) - Temporal and spatial changes of macroalgae and phytoplankton in a Mediterranean coastal area: the Venice lagoon as a case study. *Mar. Envir. Res.*, **56**: 617-636.

ZHAROVA N., SFRISO A., VOINOV A., PAVONI B. (2001) - A simulation model for the annual fluctuation of *Zostera marina* biomass in the Venice lagoon. *Aquat. Bot.*, **70**: 135-150.

Appendice

Forme funzionali

$\mu = \mu_{\max} \cdot f(I) \cdot f(T) \cdot f(S)$ ..... tasso specifico di accrescimento di biomassa

$trans = k_{trans} \cdot \mu$ ..... termine di trasferimento di biomassa dal comparto epigeo a quello ipogeo

$\Omega_S = SR_{20} \cdot f_{LOSS}(T)$; $\Omega_R = RR_{20} \cdot f_{LOSS}(T)$ ..... termini di mortalità del comparto epigeo ed ipogeo

$$f(T) = \begin{cases} k_0^{\left(\frac{Topt-T}{Topt}\right)^{stt}} & T \le T_{opt} \\ k_m^{\left(\frac{T-Topt}{T\,max-Topt}\right)^{stt}} & T > T_{opt} \end{cases}$$ ..... funzione che modula l'influenza della temperatura sull'accrescimento

$f_{LOSS}(T) = \theta_{loss}^{T-20}$ ..... funzione che modula l'influenza della temperatura sulla mortalità

$$f(I) = \begin{cases} 0 & I \le I_c \\ \frac{I - I_c}{I_k - I_c} & I_c < I < I_k \\ 1 & I \ge I_k \end{cases}$$ ..... funzione che modula l'influenza dell'irradianza sull'accrescimento

$I = I_0 \cdot e^{-kw \cdot z}$ ..... espressione dell'irradianza al fondo

$I_c = I_{c20} \cdot \theta_c^{T-20}$; $I_k = I_{k20} \cdot \theta_k^{T-20}$ ..... intensità luminosa di compensazione e di saturazione

$$f(S) = \begin{cases} 1 - \left(\frac{S}{\sigma}\right)^2 & S \le \sigma \\ 0 & S > \sigma \end{cases}$$ ..... funzione limitante della biomassa epigea

Parametri dei modelli di *Z. marina* e *C. nodosa*

Parametro	Unità di misura	Valore modello**	Descrizione
μ_{max}*	gg^{-1}	*Cn* 0.26 *Zm* 0.19	Tasso di crescita specifico massimo dei ciuffi a 20°C
SR_{20}	gg^{-1}	*Cn* 0.018 *Zm* 0.023	Tasso di mortalità specifico massimo dei germogli a 20°C
RR_{20}	gg^{-1}	*Cn* 0.009 *Zm* 0.015	Tasso di mortalità specifico delle radici e dei rizomi a 20°C
k_{trans}*	—	*Cn* 0.64 *Zm* 0.21	Coefficiente di trasferimento di biomassa dal comparto epigeo a quello ipogeo
k_{RS}	gg^{-1}	*Cn* 0.003	Coefficiente di reclutamento di nuovi germogli
σ*	$g\ C\ m^{-2}$	*Zm* 587.01 *Cn* #	Capacità portante
I_{k20}	$E\ m^{-2}\ gg^{-1}$	25.5	Intensità luminosa di saturazione a 20°C
I_{c20}	$E\ m^{-2}\ gg^{-1}$	2.4	Intensità luminosa di compensazione a 20°C
θ_c	—	1.17	Coefficiente di temperatura per l'intensità luminosa di compensazione
θ_k	—	1.04	Coefficiente di temperatura per intensità luminosa di saturazione
z	*m*	#	Profondità
kw	m^{-1}	0.8	Coefficiente di estinzione della luce da parte dell'acqua
k_0	gg^{-1}	0.01	Valore della f(T) a T=0°C
k_m	gg^{-1}	0.00001	Valore della f(T) a $T=T_{max}$
T_{opt}	°C	*Cn* 30 *Zm* 21	Temperatura ottimale per la fotosintesi
T_{max}	°C	34	Temperatura massima oltre la quale la fotosintesi viene inibita
stt	—	2	Coefficiente di forma della f(T)
θ_{loss}	—	1.07	Coefficiente di Arrhenius

* Calibrato in questo lavoro. **I valori relativi alle due specie sono indicati con le iniziali: *Cn: C. nodosa; Zm: Z. marina.*

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 71-77

G. Fanelli, G. Portacci, F. Boero*

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero - CNR, Sez. Talassografico "A. Cerruti",
Via Roma, 3 - 74100 Taranto, Italia.
fanelli@iamc.cnr.it
*DiSTeBA, Università di Lecce, Italia.

LA VARIABILITÀ DEL BENTHOS DI PORTO CESAREO (LE) (MAR IONIO) ATTRAVERSO L'ANALISI DELLE SERIE STORICHE (1989-2004)

THE BENTHOS VARIABILITY OF PORTO CESAREO (IONIAN SEA) THROUGH TIME SERIES ANALYSIS (1989-2004)

Abstract

The paper deals on the Long Term Ecological Research (LTER) of Porto Cesareo (Ionian Sea), a photographic monitoring started on 1989 and still carried out. More than 2,300 images of hard bottom epibenthic communities have been collected through the last 15 years. The research started to evaluate the resilience of marine benthic communities and to study the mechanism of development. Collected data have been analysed by means of uni- and multivariate statistical techniques, and the possible correlation between the structure of benthic communities and climatic data has been evaluated. On the base of collected data the Authors comment the use and the targets of LTER in marine ecology.

Key-words*: time series, epibenthos, photography, 2nd stage MDS, Ionian Sea.*

Introduzione

Il valore delle ricerche a lungo termine è universalmente riconosciuto, ma la diffusione delle serie storiche ecologiche resta limitato a pochi ambiti, soprattutto quelli dove il costo dei rilevamenti è relativamente basso (ad es. la raccolta dei dati meteo-climatici) o in quei campi dell'ecologia dove tradizionalmente queste ricerche sono più radicate (ad es. l'ecologia forestale, dove le serie storiche che superano i 50-60 anni sono considerate normali e dove sono numerosi i *data-set* che superano il secolo di rilevamenti).

In ecologia marina le *long time series* sono rappresentate da pochi casi ristretti al dominio pelagico e, per quanto riguarda il benthos di fondo duro, alle barriere coralline. Pochi sono gli esempi nel Mediterraneo, soprattutto per quanto riguarda i substrati rocciosi del subtidale.

Si definisce "serie storica" una raccolta sequenziale d'informazioni nel tempo (Chatfield, 1996). Quasi tutte le serie storiche ecologiche sono raccolte allo scopo più o meno dichiarato di prevedere le fluttuazioni delle popolazioni naturali.

L'importanza delle serie storiche ecologiche è fuori discussione. Un'ulteriore riprova è la recente costituzione del *LTER-Italy*, Rete Italiana che aspira ad afferire al Programma Internazionale di Ricerche Ecologiche a Lungo Termine (*International-LTER*). Tale Programma si propone di promuovere le ricerche ecologiche a lungo termine in tutti gli ambienti naturali creando le condizioni per favorire lo sviluppo di questo tipo di ricerche.

La serie storica "Porto Cesareo" mira ad essere inserita tra i siti della Rete *LTER-Italy* per le sue peculiarità.

Il *survey* è stato avviato nel 1989, fissando una serie di stazioni su pareti rocciose poste nel subtidale superiore e "campionando" in modo non-distruttivo tali porzioni di roccia attraverso macrofotografie. Lo scopo iniziale era quello di valutare la naturale capacità di recupero delle comunità bentoniche distrutte dalla raccolta illegale del dattero di mare (*Lithophaga lithophaga* L.), fenomeno molto diffuso lungo tutta la costa del Salento (Boero *et al.*, 1992; Fanelli *et al.*, 1994).

I dati raccolti hanno permesso di caratterizzare l'evoluzione temporale delle comunità bentoniche oggetto di studio. Al tempo stesso, il rilevamento fotografico su stazioni fisse, ha consentito di seguire l'intera vita di organismi epibentonici (quali macroalghe, spugne, madreporari, molluschi, policheti, ecc.) raccogliendo informazioni "dirette" sull'autoecologia e sulla dinamica di popolazione di queste specie, che difficilmente si sarebbero potute ottenere con altre tecniche.

Lo scopo del presente lavoro è quello di analizzare criticamente l'utilità in ecologia marina delle serie storiche, valutandone i benefici in termini di conoscenza della variabilità ai diversi livelli di organizzazione biologica.

Materiali e metodi

L'area di campionamento è posta lungo il lato meridionale della penisola "La Strea" e, con l'istituzione dell'Area Marina Protetta di Porto Cesareo (LE) (Dicembre 1997), si trova all'interno della "Zona A" di questa AMP. Il monitoraggio fotografico è condotto in 9 stazioni fisse (area campionata: 11,5×15 cm; 2 repliche), poste lungo pareti rocciose comprese tra 0,7 e 3 m di profondità. Le immagini sono rilevate in immersione con ARA mediante una fotocamera subacquea Nikonos V, obiettivo 35 mm e sistema macro. La frequenza di campionamento è variata nel tempo passando da rilevamenti quindicinali (1989, 1992-94), a rilevamenti mensili (1990-91, 1994-98) e trimestrali (dal 1999 ad oggi). In questo momento la serie storica è costituita da oltre 2300 immagini raccolte in circa 130 campionamenti. In laboratorio, le diapositive sono state analizzate allo stereomicroscopio a luce trasmessa per valutare l'abbondanza delle specie epibentoniche cospicue. Per l'analisi quantitativa è stato adoperato un metodo visuale (Dethier *et al.,* 1993), stimando la copertura dei singoli taxa all'interno delle 24 maglie di una griglia sovrapposta all'immagine (Foster *et al.,* 1991). L'analisi quantitativa è stata condotta sui seguenti gruppi morfofunzionali: *Macroalghe*: Incrostanti, Filamentose, Globose, Erette, Coralline articolate; *Colonie animali*: Laminari, Perforanti, Massivi, Corridori; *Animali solitari*.

I dati abiotici utilizzati si riferiscono al periodo 1989–1999 e sono stati forniti dal modello meteorologico INGV per confronto serie temporali, sviluppato nell'ambito del Progetto SINAPSI del CNR (dati forniti da Pinardi e Giacomelli, 2002). Le variabili considerate sono state: Temperatura dell'aria, Umidità relativa, Copertura nuvolosa, Pressione atmosferica, Vento (componente zonale e meridionale, *zonal wind stress*), Radiazione solare, Bilancio di calore, Precipitazioni. I dati originali (medie giornaliere) sono stati mediati su base mensile.

Le abbondanze degli organismi bentonici (ricoprimento percentuale) sono state analizzate con tecniche di statistica univariata (media mobile e regressione polinomiale; *MS-EXCEL*) e multivariata (2nd Stage MDS e RELATE; *PRIMER-E*). Per l'ordinamento del 2nd Stage MDS la base di partenza sono state 16 matrici stazioni-specie, una per ogni anno di rilevamento (1989-04), costituite dalle medie annuali dei gruppi morfofunzionali in ciascuna stazione.

Limitatamente ai dati degli anni 1989–1999 i dati climatici sono stati ordinati con il 2nd Stage MDS analogamente a quanto descritto in precedenza per i dati biotici; per valutare la correlazione tra dati biotici e quelli climatici, è stata utilizzata la *routine* RELATE (*PRIMER-E*, Clarke e Gorley, 2001).

Risultati

La Fig. 1 illustra l'andamento temporale dell'abbondanza totale e della diversità specifica; ogni valore rappresenta la media di 18 immagini.

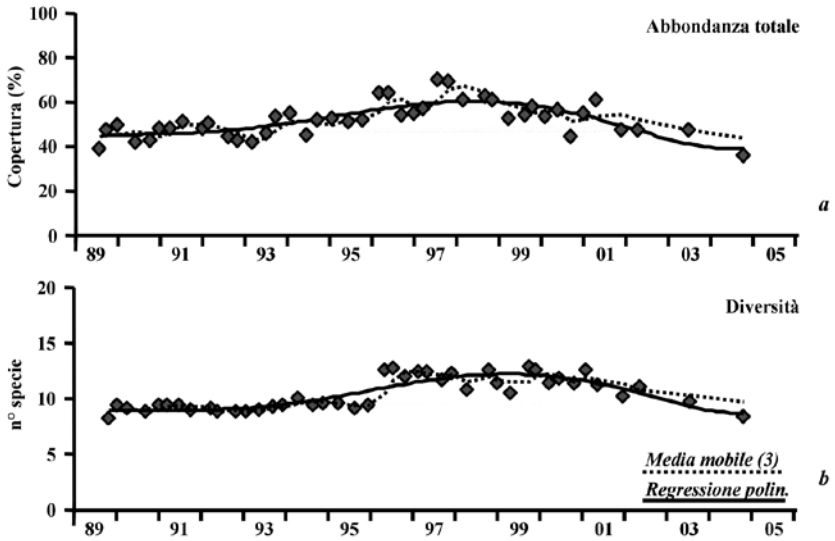


Fig. 1 - Andamento temporale di: a) abbondanza totale; b) diversità specifica delle comunità bentoniche del subtidale della serie storica "Porto Cesareo" (valori medi di 18 immagini).
Temporal trend of the hard bottom benthic communities monitored by the "Porto Cesareo" Time series: a) abundance (total cover) and b) species diversità (mean values of 18 images).

I risultati dell'analisi multivariata (2nd Stage MDS) sono riportati in Fig. 2. Questa metodologia permette di analizzare come cambia nel tempo la struttura della comunità nelle stazioni esaminate: ogni "punto" dell'ordinamento può essere considerato come la rappresentazione multivariata dell'interazione tra i fattori "Tempo" e "Stazione". Pertanto, i punti vicini tra loro indicano che le inter-relazioni tra le stazioni si sono mantenute costanti nel tempo, mentre i punti distanti indicano che nel tempo le relazioni di similitudine tra le stazioni sono cambiate (Clarke e Airoldi, com. pers.).

Inoltre, l'analisi delle immagini ha permesso di valutare alcuni aspetti del ciclo vitale dei più comuni invertebrati. A titolo d'esempio si riportano la distribuzione delle frequenze del reclutamento e della mortalità dei policheti terebellidi nel diversi mesi dell'anno (Fig. 3a) e le frequenze delle loro classi di longevità (Fig. 3b).

In questo stesso volume sono riportati altri esempi di tratti dalla stessa serie temporale riguardanti il ciclo vitale di madreporari e vermetidi (Portacci *et al.,* 2006) e le interazioni tra due specie di spugne perforanti del genere *Cliona* (Di Festa *et al.*, 2006).

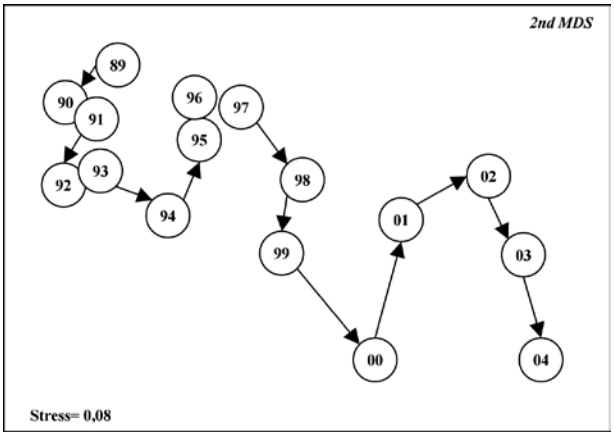


Fig. 2 - Rappresentazione dell'evoluzione della comunità bentonica della serie storica "Porto Cesareo" attraverso un ordinamento *2nd stage MDS*.

Evolution of the benthic community of the time series "Porto Cesareo" through the 2nd stage MDS ordination.

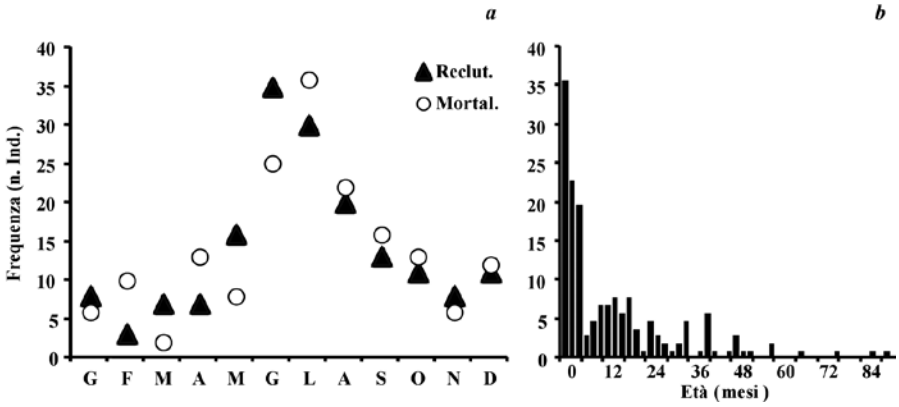


Fig. 3 - Policheti terebellidi nelle immagini del benthos della serie storica "Porto Cesareo": a) distribuzione delle frequenze del reclutamento e della mortalità; b) frequenze delle diverse classi di età.

Terebellids of the benthic community of the time series "Porto Cesareo": a) temporal distribution of recruitment and mortality; b) frequency of age classes.

Conclusioni

L'analisi statistica multivariata ha evidenziato una progressiva evoluzione della comunità epibentonica monitorata: la struttura della comunità si allontana sempre

di più dalle condizioni d'inizio monitoraggio, seguendo un andamento sinusoidale (Fig. 2).

Tuttavia, quest'evoluzione non si accompagna con l'auspicata ricolonizzazione dei substrati desertificati dall'uomo: le comunità bentoniche in oggetto presentano una bassa resilienza sia in termini di abbondanza che di diversità (Fig. 1). Altre ricerche hanno dimostrato che nell'area in esame un ruolo determinante è svolto dai ricci di mare (*Paracentrotus lividus* e *Arbacia lixula*) che, presenti con elevate densità, con la loro azione di pascolo non-selettivo, ostacolano lo sviluppo di comunità verso stadi più strutturati (Piraino e Fanelli, 1996; Fanelli *et al.*, 1998).

Riguardo alla ricerca delle forzanti che hanno determinato quest'evoluzione della biocenosi, non è stata trovata una correlazione con i dati meteo. Ciò può significare che il clima non rappresenta la principale forzante nel periodo in esame oppure possono essere avanzate altre ipotesi, tra le quali: dati meteo non adatti, non corretta elaborazione dei dati biotici (occorrerà rifare le elaborazioni utilizzando i dati sulle singole specie e non quelli raggruppati per gruppi morfofunzionali), metodiche statistiche non adeguate, ecc.

Una spiegazione alternativa è che questo è solo uno dei tanti fallimenti cui si va incontro nel cercare di stabilire "semplici" relazione causa-effetto per spiegare le fluttuazioni in campo naturale. In realtà, i cambiamenti delle popolazioni sono soggette a tanti fattori da risultare necessario il ricorso ai modelli basati sui sistemi non-lineari e sulla teoria del caos per poterli descrivere. Ed è per questi motivi che nei sistemi ecologici non si possono fare "vere" previsioni (vedi ad es. i lavori raccolti in Perry *et al.*, 2000). A causa di tutte le assunzioni e approssimazioni necessarie per adattare i modelli statistici (quasi sempre sviluppati nel campo della fisica o dell'economia) ai dati biologici, oltre che per l'intrinseca natura dei modelli non-lineari, c'è sempre il forte rischio di riuscire a fare solo previsioni banali, ossia di prevedere l'assolutamente prevedibile (…ma di farlo con l'eleganza della modellistica matematica!).

Tuttavia, la necessità di dover gestire al meglio le risorse naturali, preservandole dagli impatti delle stesse nostre attività, spinge a cercare di poter "prevedere" gli effetti sull'habitat e sulle comunità biologiche; ad es., a questo proposito si possono citare le applicazioni sviluppate da Benedetti-Cecchi (2001). Per questo motivo le serie storiche e, in generale, i monitoraggi sono quasi diventati sinonimi di "strumento di previsione" mentre in effetti, per quanto detto in precedenza, non lo sono (Chatfield, 1996). Invece, in molti casi, giustificati (e finanziati) sulla base di questo miraggio, dietro queste "serie storiche" si nascondono monitoraggi che non sono altro che esercizi induttivi, ossia accumulo di dati in attesa che siano sufficienti per fare emergere qualcosa di interpretabile.

In realtà, più che prevedere il futuro, lo scopo ultimo dell'ecologia è quello di capire i meccanismi alla base delle fluttuazioni delle popolazioni naturali (Turchin e Ellner, 2000), indipendentemente se la forzante è anch'essa naturale (es. cambiamenti climatici) o legata all'uomo (es. impatto).

In quest'ottica le serie storiche ecologiche possono svolgere un importante ruolo nel:

- Creare i presupposti per separare la variabilità naturale da quella generata dalle attività umane (anche se questo aspetto richiede anche una adeguata replicazione spaziale)
- Riscoprire la Storia Naturale Descrittiva (non per niente si chiamano "serie *storiche*"!) per potere interpretare al meglio i fenomeni accaduti e per "gene-

rare" set di ipotesi concorrenti da testare sperimentalmente. Questo aspetto è soprattutto consigliabile all'inizio di una ricerca, quando le ipotesi plausibili sono ancora troppe per poter essere testate sperimentalmente (Turchin e Ellner, 2000).

- Raccogliere informazioni "dirette" sull'autoecologia delle specie (es. ciclo e storia vitale degli organismi, interazioni intra- e inter-specifiche, ecc.). Informazioni che sono alla base per capire tanto la struttura che il funzionamento e, quindi, l'evoluzione temporale delle comunità biologiche (vedi ad es. Boero, 1990; Giangrande *et al.*, 1994).

Su questo tipo di informazioni si basano anche i "modelli ecologici a base individuale" (Grimm, 1999), che si pongono come l'ultima frontiera dell'ecologia: secondo Levin (1999) la più importante sfida ecologica è proprio quella di cogliere il legame tra ciò che accade a livello di organismo (es. fisiologia, comportamento, ecc,) e le proprietà emergenti a livello ecosistema (es. produttività, resilienza, ecc.). Ed anche altri Autori pongono sempre più spesso l'attenzione verso i singoli organismi (es. Green, 2005).

Le serie storiche potrebbero, pertanto, diventare il trampolino di lancio per questo tipo di approccio ecologico fornendo così un importante contributo alla conoscenza dei meccanismi che regolano il funzionamento delle comunità naturali.

Summary

The paper deals on the ecological time series of the benthos of Porto Cesareo (Ionian Sea, Italy), a photographic survey started in 1989 and still running. In the first 15 years of monitoring, during 130 samplings more than 2300 images of hard bottom epibenthic community have been collected. The survey's aim was to evaluate the resilience of impacted benthic communities; in fact, the destructive date-mussel fishery is widespread all around the Salento coast.

Univariate analysis showed that the communities do not recover: both total cover and diversity do not show significant trends, but only seasonal fluctuations.

The 2nd-MDS ordinations showed a marked evolution of the community: the 15 "points" representing the sampled years are chronologically distributed along a sinusoid.

Meteorological data are not significantly correlated with biological ones.

The paper highlight the importance of time series to collect data on the biology and auto-ecology of the species (e.g. life histories, life span, recruitment and mortality, etc.). On the base of collected data the Authors comment the use and the targets of ecological time series.

Ringraziamenti

Nel corso di questi 15 anni, nei campionamenti e rilevamenti si sono tra gli altri alternati: Gennaro Grilli, Antonio Panarese, Antonio Delle Donne, Gianlelio Tortorelli, Luigi Esposito.

Per la lettura critica ed i preziosi consigli si ringraziano Stefano Piraino, Fernando Rubino e Daniela Saracino, oltre che i due referee Laura Airoldi e Maria Cristina Gambi.

Un ringraziamento particolare è rivolto all'indimenticabile Sebastiano Geraci che ha sempre creduto in questo studio.

Bibliografia

BENEDETTI-CECCHI L. (2001) – Beyond BACI: Optimization of environmental sampling designs through monitoring and simulation. *Ecol. Appl.,* **11**: 783-799.

BOERO F. (1990) – Life cycles, life histories and recruitment. *Trends Ecol. Evol.,* **5**: 200.

BOERO F., FANELLI G., GERACI S. (1992) - Desertificazione e ricolonizzazione in ambiente costiero: un modello di sviluppo di biocenosi. *Mem. Soc. Tic. Sci. Nat.,* **4**: 219-228.

CHATFIELD C. (1996) – *The analysis of time series: An introduction.* Chapmann & Hall, CRC, Boca Raton: 283 pp.

CLARKE R., GORLEY R.N. (2001) – PRIMER v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth: 91 pp.

DETHIER M.N., GRAHAM E.S., COHEN S., TEAR L. (1993) – Visual *versus* random-point percent cover estimations: "objective" is not always better. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **96**: 93-100.

DI FESTA T., FANELLI G., PORTACCI G., BOERO F. (2006) - Competizione e successione nell'endobenthos: un esempio di studio a lungo termine a Porto Cesareo (Mar Ionio). *Biol. Mar. Medit.,* **13** (1): 228-230.

FANELLI G., PIRAINO S., BELMONTE G., GERACI S., BOERO F. (1994) - Human predation along Apulian rocky coast (SE Italy): desertification caused by *Lithophaga lithophaga* (Mollusca) fisheries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **110**: 1-8.

FANELLI G., PIRAINO S., ESPOSITO L., BOERO F. (1998) - Opposite roles of sea urchins and starfishes in marine benthic communities. In: Candia Carnevali M.D., Bonasoro F. (eds), *Echinoderm research*. Balkema, Rotterdam: 453-458.

FOSTER M.S., HARROLD C., HARDIN D.D. (1991) – Point vs. photo quadrat estimates of the cover of sessile marine organisms. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **146**: 193-203.

GIANGRANDE A., GERACI S., BELMONTE G. (1994) – Life-cycle and life-history diversity in marine invertebrates and the implications in community dynamics. *Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev.,* **32**: 305-333.

GREEN H.L. (2005) – Organisms in nature as a central focus for biology. *Trends Ecol. Evol.*, **20**: 23-27.

GRIMM V. (1999) – Ten years of individual-based modelling in ecology: what have we learned and what could we learn in the future? *Ecol. Modell.*, **115**: 129-148.

LEVIN S. (1999) – *Fragile dominion: complexity and the commons.* Ed. Helix Books Readings, MA, USA.

PERRY J.N., SMITH R.H., WOLWOD I.P., MORSE D.R. (eds) (2000) - *Chaos in real data*, Kluwer Academic Publishers: 225 pp.

PIRAINO S., FANELLI G. (1996) - Biodiversità funzionale, ridondanza e specie cardine. *Biol. Mar. Medit.,* **4**: 104-114.

PORTACCI G., FANELLI G., DI FESTA T., BOERO F. (2006) - Il monitoraggio del benthos di Porto Cesareo (LE) (Mar Ionio): autoecologia e dinamica di popolazioni epibentoniche. *Biol. Mar. Medit.,* **13** (1): 265-267.

TURCHIN P., ELLNER S.P. (2000) – Modelling time-series data. In: Perry J.N., Smith R.H., Wolwod I.P., Morse D.R. (eds), *Chaos in real data*. Kluwer Academic Publishers: 33-48.

La ricerca è stata condotta attraverso finanziamenti MURST (40% Boero), Progetto SINAPSI (CNR), Fondi ordinari CNR (Fanelli).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 78-86

A. Granzotto, S. Libralato[1], S. Raicevich[2], O. Giovanardi[2], F. Pranovi[3]

Istituto Ambiente Marino Costiero - CNR, Via L. Vaccara, 61 – 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.
angela.granzotto@irma.pa.cnr.it
[1]O.G.S., Trieste, Italia.
[2]ICRAM, STS Chioggia, Italia.
[3]Dipartimento di Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari, Venezia, Italia.

ANALISI DELLO STATO DELLE RISORSE ALIEUTICHE DELL'ALTO ADRIATICO MEDIANTE LE SERIE STORICHE DI SBARCATO

ANALYSIS OF THE STATE OF THE NORTHERN ADRIATIC SEA FISHED RESOURCES THROUGH THE STUDY OF LONG-TERM LANDINGS STATISTICS

Abstract

The last century's landing statistics for four fish markets in the Northern Adriatic Sea were analysed in order to describe the state of exploited resources and ecosystem over time. The compostion of total landings are affected by both the fishing effort and environmental features (mainly driven by fluctuations of nutrient loads). Fishing pressure increased and the modification of fishing techniques can explain the negative trends in total landings and in cartilagineous fish abundance. Over the last century the Mean Trophic Level highlighted a decline while the P/D ratio showed an increase followed by several fluctuations.

Key-words: *Northern Adriatic Sea, long-term time series, fisheries, overfishing, eutrophication.*

Introduzione

La rapida crescita della pressione antropica sull'ambiente naturale ha determinato una sempre maggior attenzione della comunità scientifica agli effetti del disturbo su comunità biologiche ed ecosistemi. Infatti, al disturbo antropico sono stati imputati sia l'estinzione di numerose specie, che importanti cambiamenti strutturali e funzionali a diversi livelli gerarchici di organizzazione biologica, tanto da indurre a considerare l'uomo come la maggiore forza evolutiva a livello globale (Palumbi, 2001).

È stato dimostrato che lo sfruttamento delle risorse alieutiche, in concorso con altre forme di disturbo antropogenico, ha determinato in alcuni ecosistemi marini significative alterazioni anche in periodi storici non recenti (Jackson *et al.,* 2001).

In questo contesto può risultare di grande utilità la ricostruzione delle dinamiche di popolazioni su lunghe serie temporali. Ciò, infatti, consente di disporre di 'punti di riferimento', relativi a periodi caratterizzati da pressioni antropiche minori o addirittura assenti, che possono essere confrontati con gli stati rilevati nel presente (Pauly, 1995).

In tale ambito, notevole importanza possono rivestire le serie storiche di sbarcato, le quali, pur affette da limiti strutturali non secondari, rappresentano spesso l'unica fonte di informazioni per ricostruire qualitativamente e/o semi-quantitativamente lo stato di alcune popolazioni marine nel passato. Spesso, infatti, ci si trova in presenza di campagne sperimentali discontinue o addirittura assenti (Holm, 2003); in questi casi, le statistiche dello sbarcato possono rappresentare

una sorta di ampio e continuo monitoraggio delle risorse soggette a pesca (Pauly *et al.*, 1998).

Allo scopo di analizzare le fluttuazioni delle popolazioni marine nel bacino alto Adriatico, sono stati raccolti dati di sbarcato (sia in termini di quantità totale che suddivisi per gruppo commerciale) per le principali marinerie (Chioggia, Venezia, Trieste e Fiume) dal 1904 al 2003.

Sulla base dei dati raccolti, sono stati applicati alcuni indicatori trofodinamici (Rice e Rochet, 2005) che hanno permesso di desumere indicazioni sullo stato dell'ecosistema nel secolo passato. I risultati sono discussi alla luce dei cambiamenti tecnologici della flotta di pesca e dell'andamento di alcune forzanti ecologiche (eutrofizzazione ed anossia) nel periodo considerato.

Materiali e metodi

Dati di sbarcato

I dati utilizzati per la descrizione dello sbarcato provengono da due diverse fonti.

Per il periodo precedente la seconda guerra mondiale, sono stati considerati i dati riportati negli studi di D'Ancona (1926; 1934) relativi al mercato di Venezia (1904-1905, 1919-1924), Trieste (1905-1932) e Fiume (1914-1932). In accordo con l'autore, le quantità riferite al porto di Venezia sono da considerasi rappresentative dello sbarcato della marineria di Chioggia, poiché i pescatori afferenti a tale porto erano usi vendere la maggior parte del pescato presso il mercato di Venezia.

Per il periodo successivo (1945-2003), le serie sono state ricavate dalle statistiche di vendita mensili ed annuali raccolte presso i mercati ittici all'ingrosso di Chioggia e Venezia.

Dall'insieme dei dati raccolti sono state selezionate esclusivamente le catture di origine marina, sulla base delle suddivisioni realizzate da D'Ancona (1926). Nel caso di specie catturabili sia in mare che in laguna (ad esempio seppie e latterini), è stato considerato lo sbarcato relativo ai mesi, desunti sulla base dei cicli biologici delle specie, per i quali la provenienza è sicuramente marina.

I dati sono analizzati in termini di sbarcato totale e, dopo essere stati raggruppati per grandi taxa, sono stati rappresentati in termini percentuali rispetto allo sbarcato totale.

Indicatori trofodinamici

Le variazioni nel tempo della composizione della comunità ittica e delle sue caratteristiche trofiche possono fornire utili indicazioni sulle dinamiche dello stato dell'ambiente marino. A tale scopo, per discernere variazioni legate alla pressione di pesca da quelle legate ad altre forzanti, sono stati utilizzati due indicatori sensibili in modo diverso alle forzanti ambientali: il Rapporto Pelagici/Demersali e il Livello Trofico medio.

Rapporto Pelagici/Demersali (P/D). Il rapporto P/D può essere utilizzato per distinguere l'effetto delle variazioni del carico di nutrienti sulle comunità ittiche dall'effetto della pesca. Le specie pelagiche, infatti, sono particolarmente influenzate dall'arricchimento in nutrienti, in quanto l'aumento della produzione primaria ha effetti positivi diretti su questo gruppo, mentre gli eventi anossici hanno effetti negativi prevalentemente sulla comunità demersale (Caddy, 1993). Quindi, un trend positivo del rapporto P/D indica un progressivo arricchimento di

nutrienti, e picchi elevati di P/D indicano eventi anossici (Caddy, 2000; De Leiva Moreno *et al.*, 2000).

Livello Trofico medio. Il livello trofico medio (LTm; Pauly *et al.*, 1998) della comunità è una misura del numero medio di passaggi trofici che avvengono tra i produttori primari e i predatori apicali e permette di valutare la complessità della rete trofica. L'attività di pesca può modificare il LTm delle comunità sfruttate, poiché preleva tendenzialmente individui appartenenti a specie di dimensioni medio-grandi e di elevato livello trofico: l'eccessivo sfruttamento comporta quindi la sequenziale riduzione del LTm delle comunità (Pauly *et al.*, 1998). In questa ottica, il LTm dello sbarcato può considerarsi un indicatore del LTm della comunità (Pauly *et al.*, 1998; Pauly *et al.*, 2000; Pinnegar *et al.*, 2002; Libralato *et al.*, 2004).

Il livello trofico (LT) delle specie presenti nel dataset è stato stimato utilizzando Trophlab (Pauly *et al.*, 2000), un software che permette di calcolare il livello trofico delle specie sulla base della loro dieta. La composizione della dieta è stata ricavata dai dati disponibili in Fishbase (Froese e Pauly, 2002; www.fishbase.org). Successivamente, il LTm delle catture, per ogni anno e mercato di riferimento, è stato calcolato come media pesata del Livello Trofico delle specie catturate, utilizzando come peso statistico, per ogni specie, la frazione di catture rispetto al totale (Pauly *et al.*, 1998; Pauly e Palomares, 2005).

Risultati

Le serie storiche dello sbarcato totale (Fig. 1) evidenziano come, prima della seconda guerra mondiale, Venezia rappresentasse il principale punto di commercializzazione tra quelli considerati. Per i dati rilevati a Fiume e Trieste si osserva un andamento positivo (rispettivamente beta=0.81 e 0.57 con $p<0.05$) temporaneamente interrotto dalla stasi bellica degli anni 1915-1918.

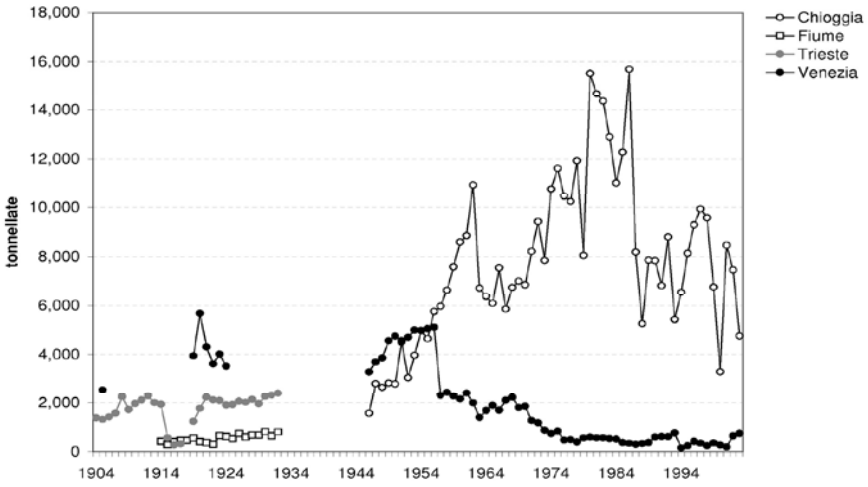


Fig. 1 - Serie storiche dello sbarcato totale (tonnellate) per i mercati di Chioggia, Fiume, Trieste e Venezia.

Total biomasses landed (tons) at the markets of Chioggia, Fiume, Trieste and Venezia.

Nel mercato di Venezia, dopo un primo periodo di crescita successivo alla seconda guerra mondiale e in sostanziale continuità con i dati precedenti (1946-1956), si evidenzia una brusca interruzione seguita da un trend negativo (beta= –0.82, $p<0.05$).

Lo sbarcato presso il mercato di Chioggia mostra invece una crescita sostanzialmente continua fino a metà degli anni '80, con valori che raggiungono le 16,000 T nel 1985 (periodo 1945-1985: media 7,958 t per anno: beta=0.90, $p<0.05$) seguiti da una netta decrescita: tra il 1986 e il 2003 le catture fluttuano intorno ad un valore medio di 7,318 t all'anno.

Nelle Figg. 2 e 3 sono riportati i dati riferiti al contributo percentuale dei principali gruppi tassonomici o funzionali, ovvero piccoli pelagici, altri pesci ossei, pesci cartilaginei e bivalvi. Crostacei e gasteropodi sono stati esclusi in quanto il loro contributo risulta sempre inferiore al 10% a parte per alcuni brevi periodi per i quali raggiungono picchi del 20%, mentre i cefalopodi non mostrano un andamento significativo.

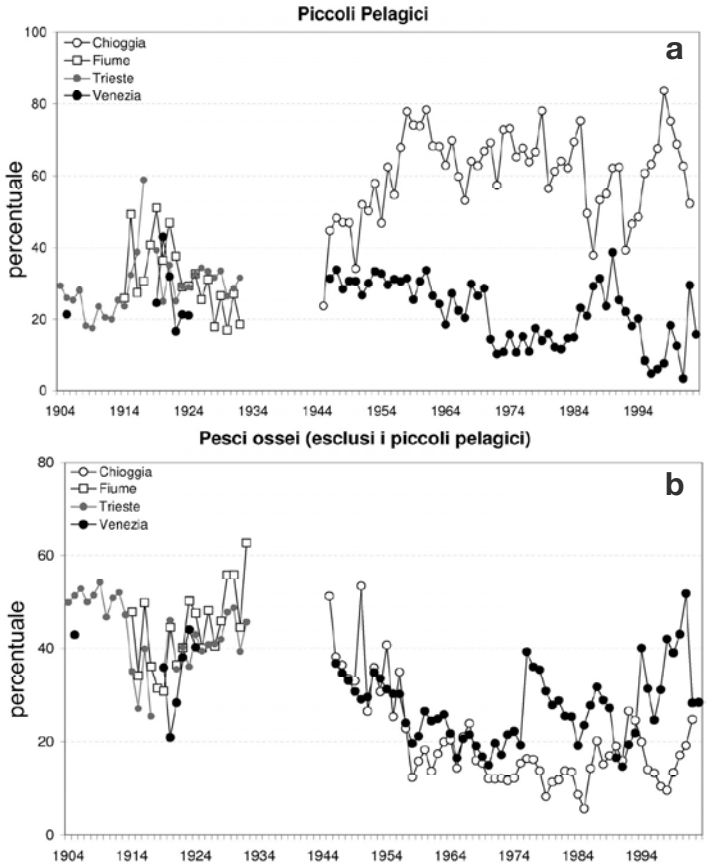


Fig. 2 - Composizione percentuale dello sbarcato presso i quattro mercati per i raggruppamenti: Piccoli Pelagici (a), Pesci ossei esclusi i piccoli pelagici (b).

Percentage composition of fish landed, grouped in: Small Pelagics (a), Bony fish without small pelagics (b).

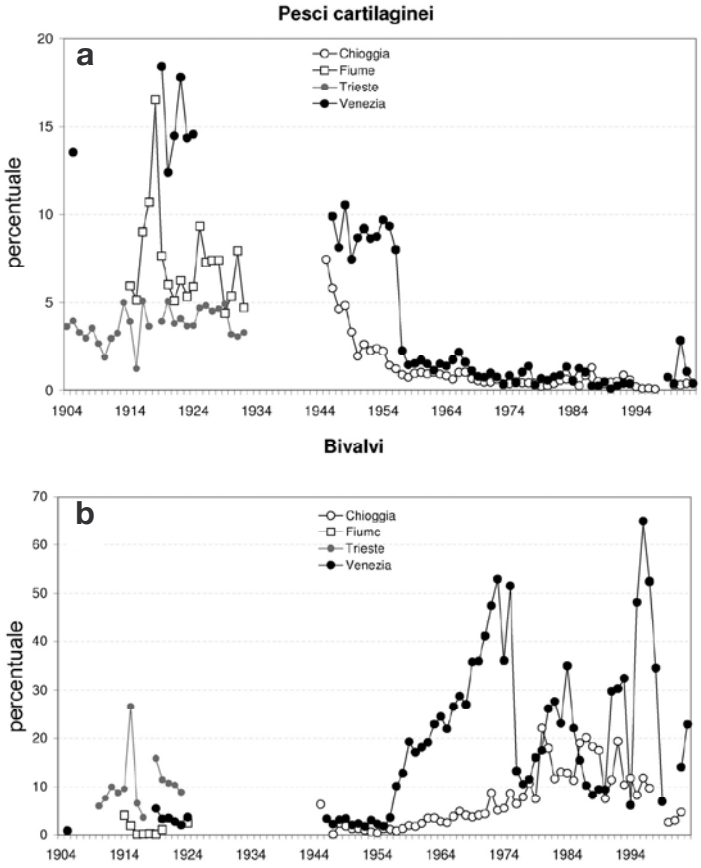


Fig. 3 - Composizione percentuale dello sbarcato presso i quattro mercati per i raggruppamenti: Pesci cartilaginei (a) e Bivalvi (b).
Percentage composition of fish landed, grouped in: Cartilagineous fish (a) and Bivalves (b).

In generale i piccoli pelagici (principalmente *Engraulis encrasicolus* e *Sardina pilchardus*) contribuiscono alla maggior parte dello sbarcato già prima della seconda guerra mondiale, acquisendo particolare importanza nel periodo successivo presso il mercato di Chioggia, con valori che fluttuano intorno al 60% del totale dall'inizio degli anni '60 ad oggi (Fig. 2a). In termini assoluti (dati non riportati), il trend di questo gruppo guida l'andamento del pescato totale lungo tutta la serie del mercato di Chioggia, mentre per quello di Venezia il suo contributo diminuisce significativamente nel tempo (beta=–0.48, $p<0.05$).

L'andamento delle catture degli altri pesci ossei, è sostanzialmente opposto a quello dei piccoli pelagici (Fig. 2b).

Il contributo dei pesci cartilaginei (Fig. 3a) raggiunge, nei mercati di Venezia e Fiume, il 16-18% delle catture totali prima della seconda guerra mondiale. Subito dopo la seconda guerra mondiale a Venezia e Trieste il contributo dei pesci carti-

laginei era del 6-8%, con un netto declino nel periodo successivo fino a raggiungere valori inferiori al 2% dopo il 1960.

L'andamento dei bivalvi, infine, mostra un trend di crescita presso i mercati di Chioggia e Venezia raggiungendo in quest'ultimo valori del 50% all'inizio degli anni '70, seguito poi da una decrescita ed ampie fluttuazioni (Fig. 3b).

Indicatori trofodinamici

Il rapporto P/D (Fig. 4) mostra tra il 1904 ed il 1932 valori relativamente stabili per i mercati di Trieste e Venezia mentre maggiori fluttuazioni sono rilevabili

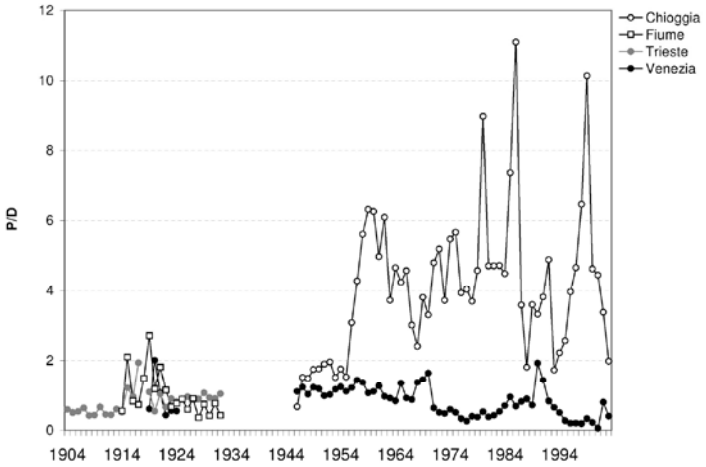


Fig. 4 - Rapporto tra il gruppo dei pesci pelagici (P) e la somma dei gruppi dei pesci demersali e dei crostacei (D) per i mercati di Chioggia, Fiume, Trieste e Venezia.

Ratio between pelagic (P) and demersal (D) where demersal comprises demersal fish and crustacean for the landings at the markets of Chioggia, Fiume, Trieste and Venezia.

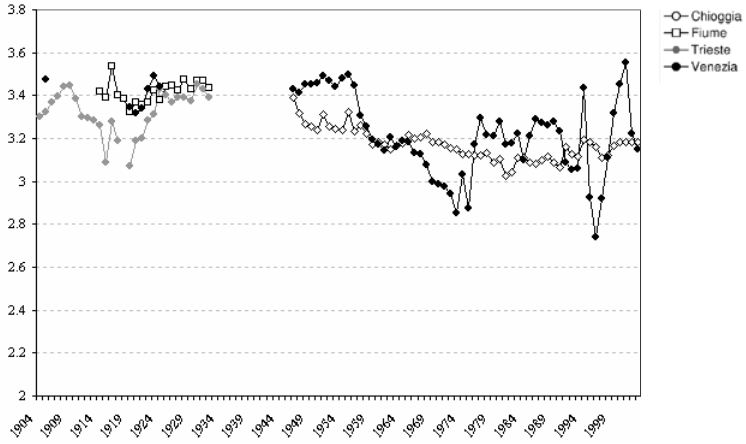


Fig. 5 - Serie storiche del Livello Trofico medio dello sbarcato totale per i mercati di Chioggia, Fiume, Trieste e Venezia.

Trend, over the last century, of the mean Trophic Level of the northern Adriatic Sea landings at the markets of Chioggia, Fiume, Trieste and Venezia.

nel mercato di Fiume. Dopo il 1945 si osserva una divergenza nel comportamento del rapporto P/D nei mercati di Chioggia e Venezia, tale rapporto al mercato di Venezia decresce senza compiere interessanti oscillazioni, nel mercato di Chioggia invece cresce compiendo ampie fluttuazioni dopo il 1980, sono da segnare due picchi per gli anni 1985 e 1998 (Fig. 4).

Il LTm dello sbarcato (Fig. 5), prima del 1945, mostra valori compresi tra 3.4 e 3.5 per i mercati di Venezia, Trieste e Fiume, se si esclude il periodo relativo al primo conflitto mondiale per il quale si rileva una forte riduzione di LTm, in particolare per Trieste. Per il mercato di Chioggia, tra il 1945 ed il 2002 si ha una riduzione progressiva del LTm, con valori finali che si attestano intorno a 3.2 ($p<0.05$) mentre per Venezia si vedono importanti fluttuazioni, con tre picchi negativi registrati nel 1973, 1975 e 1996 e due positivi nel 1994 e 2001.

Conclusioni

Le serie storiche di sbarcato presentate in questo lavoro costituiscono uno dei primi tentativi di descrizione delle catture della pesca in un bacino del Mediterraneo per un periodo così ampio. La frammentarietà dei dati reperiti e i problemi di rappresentatività (differente modalità di registrazione, vendite extra-mercato, ecc.) sono sicuramente un limite importante. Tuttavia, tale limite può essere almeno parzialmente compensato includendo nell'analisi i dati provenienti da più mercati che si affacciano sullo stesso bacino. È inoltre necessario sottolineare l'assenza di dati che permettano di quantificare con precisione i cambiamenti strutturali, succedutisi nelle marinerie considerate, sia in termini di sforzo di pesca che di dimensione/localizzazione delle aree sfruttate.

A quest'ultima lacuna si è cercato di ovviare, ricostruendo, almeno qualitativamente, i maggiori cambiamenti delle flotte nei diversi porti.

Rispetto alla capacità di pesca, la diffusione del motore a scoppio ed il conseguente aumento della dimensione delle barche, è avvenuta solo dopo la seconda guerra mondiale, accompagnata anche dall'adozione di strumentazioni quali: radar, ecoscandaglio (Mozzi, 1967) e, successivamente, sistemi di posizionamento satellitare. A titolo di esempio, si osserva che, nel 1916 le marinerie di Chioggia e Venezia contavano complessivamente 873 imbarcazioni da pesca (a vela o a remi; Levi Morenos, 1916) per 3,590 tonnellate di stazza lorda (TSL), passate poi a 117 (4194 TSL; Mozzi, 1967) nel 1956 e 151 (6225 TSL; ISTAT) nel 1990.

In termini di cambiamenti tecnologici, invece, la tempistica dell'introduzione dei diversi attrezzi ci aiuta a spiegare alcune delle fluttuazioni osservate, come ad esempio l'aumento delle catture di bivalvi (legate all'introduzione della draga idraulica e del rapido) e quello dei piccoli pelagici (introduzione della volante) fino alla fine degli anni '80.

La drammatica contrazione nelle catture dei selaci (descritta anche da Jukic-Peladic *et al.*, 2001 sulla base di trawl suvery condotti nel 1948 e 1998), è probabilmente da ascrivere all'elevato sforzo di pesca combinato con la vulnerabilità di questo gruppo al disturbo della pesca, in quanto costituto prevalentemente da specie a lenta crescita, elevata taglia di maturità sessuale e ridotta prolificità (Stevens *et al.*, 2000).

Contestualmente, è necessario considerare anche alcuni dei principali fenomeni ambientali che hanno interessato l'Adriatico Settentrionale nell'ultimo secolo. In particolare l'eutrofizzazione ha subito un forte incremento nella seconda parte

del periodo considerato, raggiungendo il suo apice tra la fine degli anni '80 e gli anni '90 (Barmawidjaja *et al.*, 1995) con conseguenti fenomeni di crisi anossiche e mortalità nelle comunità bentoniche diffuse su ampie aree della piattaforma (Šimunović *et al.*, 1999).

Con il fenomeno dell'eutrofizzazione aumenta la produzione primaria e uno dei primi gruppi a beneficiarne è quello dei piccoli pelagici. Questo fenomeno, connesso all'introduzione della pesca con la volante, spiegherebbe il generale andamento positivo del rapporto P/D. Le fluttuazioni registrate in questo indicatore potrebbero, invece, essere ricondotte a fenomeni più limitati nello spazio e nel tempo quali crisi distrofiche e mucillagini, che incidono principalmente sui demersali limitandone la biomassa.

L'indice trofodinamico LTm permette di sintetizzare in un unico valore l'insieme dei dati di sbarcato e di trarre inferenze generali sullo stato dell'ecosistema (Pauly *et al*., 1998). Prima del secondo conflitto mondiale si osservano valori di sbarcato pressoché simili tra le marinerie e costanti nel tempo, possiamo ipotizzare che in quel periodo vi fosse un sostanziale equilibrio tra sfruttamento e produzione alieutica. Successivamente, per il mercato di Chioggia, si assiste invece ad una riduzione del LTm confermando i risultati di analisi più generali condotte sull'intero bacino mediterraneo (Pauly *et al.,* 1998). Tale fenomeno, definito "Fishing down the marine food web" evidenzia lo spostamento delle catture verso specie r-strateghe, specie meno vulnerabili al disturbo della pesca; tali specie beneficiano della riduzione dell'abbondanza dei predatori e dei fenomeni di eutrofizzazione, quando questa non porta a crisi distrofiche. Le ampie fluttuazioni del LTm nel mercato di Venezia, sono invece riconducibili alle fluttuazioni nelle catture del bivalve *Chamelea gallina*, che rappresenta buona parte del pescato e le cui popolazioni sono state soggette ad importanti fenomeni di moria.

L'estensione della ricerca ad altre marinerie e l'integrazione, ove possibile, dei dati relativi a capacità e sforzo di pesca nel periodo considerato, permetteranno di implementare il potere discriminante delle analisi condotte e la qualità delle conoscenze sullo stato attuale e pregresso delle risorse sfruttate e dell'ecosistema adriatico.

Summary

In this study we analysed the landings statistics belonging to the four most important fish markets of the northern Adriatic Sea. The whole dataset described the landings composition over a century (1904 to 2003) and data were analysed considering their composition in terms of major groups and applying some trophodinamic indicators (mean Trophic Level of the landings and Pelagic vs. Demersal ratios).

The composition of total landings resulted to be strongly influenced either by human (fishery) and environmental pressures (eutrophication). Regarding fishing activities, the most important features that helped explaining the landings modifications over the considered period are the adoption of engines after the 2nd World War and the evolution of fishing technique gears and storing systems. Because of the long time series, it results inadequate to analyse the catch per unit of effort (CPUE) owing to the difficulties of standardization over such long time-series, and trophodinamic indicators revealed to be useful tools for a more complete, ecosystem based, analysis.

Bibliografia

BARMAWIDJAJA D.M., VANDERZWAAN G.J., JORISSEN F.J., PUSKARIC' S. (1995) - 150 years of eutrophication in the northern Adriatic Sea: Evidence from a benthic foraminiferal record. *Mar. Geol.*, **122**: 367-384.

CADDY J.F. (1993) - Toward a comparative evaluation of human impacts on fishery ecosystems of enclosed and semi-enclosed seas. *Rev. Fish. Sci.*, **1**: 57-95.

DE LEIVA MORENO J.I., AGOSTANI V.N., CADDY J.F., CAROCCI F. (2000) - Is the pelagic-demersal ratio from fishery landings a useful proxy for nutrient availability? A preliminary data exploration for the semi-enclosed seas around Europe. *ICES J. Mar. Sci.*, **57**: 1091-1102.

D'ANCONA U. (1926) - *Dell'influenza della stasi peschereccia del periodo 1914-1918 sul patrimonio ittico dell'Alto Adriatico*. Regio Comitato Talassografico Italiano, Memoria 126.

D'ANCONA U. (1934) - *Ulteriori osservazioni sulle statistiche della pesca dell'Alto Adriatico*. Regio Comitato Talassografico Italiano, Memoria 215.

FROESE R., PAULY D. (eds) (2002) - FishBase. http://www.fishbase.org

HOLM P. (2003) - History of marine animal populatios: a global rsearch program of the Census of marine life. *Oceanol. Acta*, **25**: 207-211.

JACKSON J.B.C., KIRBY M.X., BERGER W.H., BJORNDAL K.A., BOTSFORD L.W., BOURQUE B.J., BRADBURY R.H., COOKE R., ERLANDSON J., ESTES J.A., HUGHES T.P., KIDWELL S., LANGE C.B., LENIHAN H.S., PANDOLFI J.M., PETERSON C.H., STENECK R.S., TEGNER M.J., WARNER R.R. (2001) - Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, **293**: 629-637.

JUKIC-PELADIC S., VRGOC N., KRSTULOVIC-SIFNER S., PICCINETTI C., PICCINETTI-MANFRIN G., MARANO G., UNGARO N. (2001) - Long-term changes in demersal resources of the Adriatic Sea: comparison between trawl surveys carried out in 1948 and 1998. *Fish. Res.,* **53** (1): 95-104.

LEVI MORENOS D. (1916) - *L'emigrazione peschereccia per lavoro nell'Adriatico*. Regio Comitato Talassografico Italiano, Memoria 32.

LIBRALATO S., PRANOVI F., RAICEVICH S., DA PONTE F., GIOVANARDI O., PASTRES R., TORRICELLI P., MAINARDI D. (2004) - Ecological stages of the Venice Lagoon analysed using landing time series data. *J. Marine Syst.*, **51**: 331-344.

MOZZI C. (1967) - Notizie sulla flotta di Chioggia e Venezia. *Archivio di Ocenografia e Limnologia*, **15** (Suppl.): 245-286.

PALUMBI S.R. (2001) - Humans as the world's greatest evolutionary force. *Science*, **293**: 1786-1790.

PAULY D., CHRISTENSEN V., DALSGAARD J., FROESE R., TORRES F.Jr. (1998) - Fishing down marine food webs. *Science*, **279**: 860-863.

PAULY D. (1995) - Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends Ecol. Evol.,* **10**: 430.

PAULY D., CHRISTENSEN V., WALTERS C. (2000) - Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for valuating ecosystem impacts on marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.,* **57**: 697-706.

PAULY D., PALOMARES M.L. (2005) - Fishing down marine food web: it is far more pervasive than we thought. *B. Mar. Sci.*, **76** (2): 197-211.

PINNEGAR J.K., JENNINGS S., O'BRIEN C.M., POLUNIN N.V.C. (2002) - Long-term changes in the trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. *J. Appl. Ecol.,* **39**: 377-390.

RICE J.C., ROCHET M.-J. (2005) - A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.*, **62**: 516-527.

ŠIMUNOVIĆ A., PICCINETTI C., ZORE-ARMANDA M. (1999) - Kill of benthic organisms as a response to an anoxic state it the northern Adriatic (a critical review). *Acta Adriatica*, **40** (1): 37-64.

STEVENS J.D., BONFIL R., DULVY N.K., WALKER P.A. (2000) - The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems, *ICES J. Mar. Sci.,* **57**: 476-494.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 87-95

A. Ligas, R. Baino[1], M. Barone[1], P. Belcari[2], P. Carpentieri[3],
A. Criscoli[3], A. Mannini[4], G. Relini[4], C. Viva

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata,
Viale N. Sauro, 4 – 57128 Livorno, Italia.
ligas@cibm.it
[1]ARPAT, Area Mare, RIBM, Livorno, Italia.
[2]Dip. Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa, Italia.
[3]Dip. Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Roma "La Sapienza", Italia.
[4]Dip.Te.Ris., Università di Genova, Italia.

ANALYSIS OF TRAWL SURVEY TIME SERIES FROM THE LIGURIAN AND THE TYRRHENIAN SEAS

ANALISI DI SERIE STORICHE DI CAMPAGNE DI PESCA A STRASCICO NEL MAR LIGURE E NEL MAR TIRRENO

Abstract

*The existence of common trends in five demersal species (*Merluccius merluccius, Mullus barbatus, Eledone cirrhosa, Nephrops norvegicus *and* Parapenaeus longirostris*) was investigated in the FAO-GFCM Geographic SubArea 9, including the Ligurian Sea and the northern and central Tyrrhenian Sea. The time series of density and biomass data from the MEDITS and GRU.N.D. surveys, from 1994 to 2003, were analysed using the multivariate time series analysis routine MAFA (min/max autocorrelation factor analysis). The analyses were performed to compare the time series of each species among the four Operative Unit areas which constitute SubArea 9. The results showed significant differences among the four areas: each species was significantly correlated with different trends in each Operative Unit area. These observations emphasize the importance of looking at smaller spatial scales for a more accurate management of SubArea 9.*

Key-words: *time series, autocorrelation, trawling, fishery survey, Mediterranean Sea.*

Introduction

Fisheries biologists and managers require reliable estimates of abundance, population structure, recruitment, etc. of exploited resources in order to predict stock dynamics. The analysis of commercial landing data allows estimation of some resource parameters, such as relative abundance, structure of fish community, etc., even if biased by spatial distribution of fishing effort, by selectivity of fishing gear and by discards of commercial and non commercial species (Fox & Starr, 1996; Cook, 1997). In many cases, experimental survey data represent the main source of information, although the ideal solution would be to use both experimental surveys, as direct estimation of the demersal resources, and landing data, as an indirect method (Doubleday & Rivard, 1981; Relini, 1998).

The major objectives of trawl surveys are to contribute to the assessment of demersal resources, their spatial distribution, their demographic features and their relative abundance (Doubleday & Rivard, 1981; CIESM, 2003). Time series of data built by the repetition of trawl surveys year-after-year represent one of the most useful tools to investigate trends and variations of the stocks (Heessen, 1996; Zamboni *et al.*, 1998).

The analysis of time series can be carried out by techniques such as vector auto-regressions, auto-regressive integrated moving average (ARIMA) models,

multivariate ARIMA, and dynamic regression models; however, such techniques require long, stationary and complete time series, and are not efficient to estimate common trends from multiple time series (Stergiou & Christou, 1996). The min/max autocorrelation factor analysis (MAFA) (Shapiro & Switzer, 1989) is a statistical method to extract common trend from multiple time series, and it was proposed as a suitable method for the analysis of relatively short data sets (15–25 observations) (Solow, 1994; Zuur *et al.*, 2003a,b; Erzini *et al.*, 2005). This technique is a type of principal component analysis (PCA) in which the axes represent a measure of autocorrelation and give an indication of the association between the variable Y_t and Y_{t+k}, where k is a time lag (k=1,2,…). Unlike PCA, in which the first axis explains most of the variance, the first MAFA axis has the highest autocorrelation with time lag k=1 (a trend is associated with high autocorrelation with time lag k=1) and represents the main trend in the data (Erzini *et al.*, 2005).

The present paper aims to investigate the presence of common patterns or trends of some demersal species in the FAO-GFCM Geographic SubArea 9 (FAO Division 1.3) (CGPM, 2001) by means of the comparisons of the time series of trawl survey data collected in the Operative Units 1, 2, 3 and 4, which constitute SubArea 9 (Relini, 1998). The surveys were carried out in the framework of the Project "Valutazione delle Risorse Demersali (GRU.N.D.)" (Relini, 1985, 1998), funded by the Italian Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, and of the EU Project "International research project on trawl fishery in Mediterranean (MEDITS)" (Bertrand *et al.*, 1998); in 2003, the surveys were performed in the framework of the CE regulation 1639/2001 "Establishing the minimum and extended Community programmes for the collection of data in the fisheries sector and laying down detailed rules for the application of Council Regulation (EC) No 1543/2000".

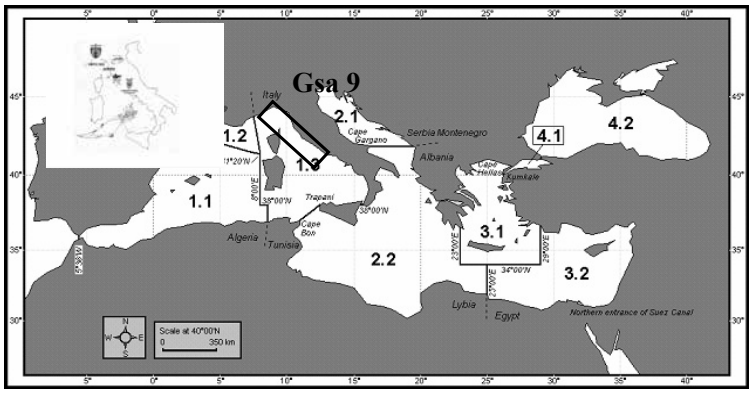


Fig. 1 - FAO-GFCM Geographic SubArea 9.
SubArea Geografica FAO-GFCM 9.

Materials and methods

Data used are from 19 trawl surveys carried out in the FAO-GFCM Geographic SubArea 9 (GSA 9), from 1994 to 2003. The GSA9 extends from Ven-

timiglia to the Garigliano River mouth, including the Ligurian Sea and the northern and the central Tyrrhenian Sea (Fig. 1). The Operative Unit 1 (OU1) area is represented by the western Ligurian Sea, from Ventimiglia to the Magra River mouth; the OU2 explores the eastern Ligurian Sea, from the Magra mouth to the Elba Island. The OU3 and OU4 areas are represented by the northern and central Tyrrhenian Sea, respectively. The mean biomass (kg km^{-2}) and abundance (N km^{-2}) indices were calculated for five demersal species: the European hake, *Merluccius merluccius*, the red mullet, *Mullus barbatus*, the Norway lobster *Nephrops norvegicus*, the deep-water rose shrimp, *Parapenaeus longirostris* and the horned octopus, *Eledone cirrhosa*. Therefore, the time series of each species was constituted by two observations per year (MEDITS surveys in spring and GRU.N.D. surveys in autumn) collected in each of the four OUs. The indices were estimated considering different bathymetric ranges: 0-200 m for *M. barbatus*, 200-800 m for *N. norvegicus* and *P. longirostris*, and 0-800 m for *M. merluccius* and *E. cirrhosa*.

Tab. 1 - Mean values of the time series of biomass (kg km^{-2}) and abundance (N km^{-2}) of the five study species in the four Operative Units (OU).
Valori medi delle serie storiche di biomassa (kg km^{-2}) e di abbondanza (N km^{-2}) delle cinque specie nelle quattro Unità Operative.

	M. barbatus	***M. merluccius***	***N. norvegicus***	***P. longirostris***	***E. cirrhosa***
	kg km^{-2}	**kg km^{-2}**	**kg km^{-2}**	**kg km^{-2}**	**kg km^{-2}**
OU1	84.9	21.0	12.9	1.5	7.9
OU2	72.4	46.1	26.4	2.5	15.7
OU3	49.3	47.7	15.6	4.8	13.9
OU4	27.2	41.0	11.2	3.8	6.9
	N km^{-2}	**N km^{-2}**	**N km^{-2}**	**N km^{-2}**	**N km^{-2}**
OU1	6128	1501	534	122	96
OU2	3284	3529	853	233	157
OU3	3955	3973	512	363	115
OU4	1467	2651	332	270	64

Data analysis was performed using the software package Brodgar 2.3.7 (www.brodgar.com). The time series were explored by means of the autocorrelation functions to investigate the presence of patterns. The confidence intervals of the auto-correlation were obtained from $\pm 2/\sqrt{n}$, where n is the length of the time series (Diggle, 1990). The seasonal patterns were removed from the data by Loess smoothing (Cleveland *et al.*, 1990). The seasonal decomposition was carried out using a time series frequency of 2 (two observations per year); this routine provided an estimate of the lacking observation in the time series, since the 1999 GRU.N.D. survey was not performed. The trends of data obtained by the seasonal decomposition were transformed into natural logarithms and normalised; they were further analysed through the multivariate time series analysis technique MAFA to estimate common trends. Cross-correlations (canonical correlations) between response variables and MAFA axes (MAFs) were estimated to evaluate the significance of the relationship between the variables and the MAFA axes (Erzini *et al.*, 2005).

For each species, the MAFA routine was also applied to extract common trends from the time series from the four OUs.

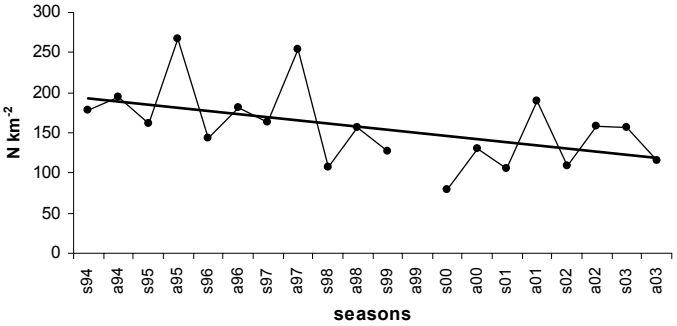


Fig. 2 - Abundance time series and linear trend of *Eledone cirrhosa* in OU2; s=spring (MEDITS survey); a=autumn (GRU.N.D. survey).
Serie storica di abbondanza e trend lineare di Eledone cirrhosa *nell'area della OU2; s=primavera (MEDITS); a=autunno (GRU.N.D.).*

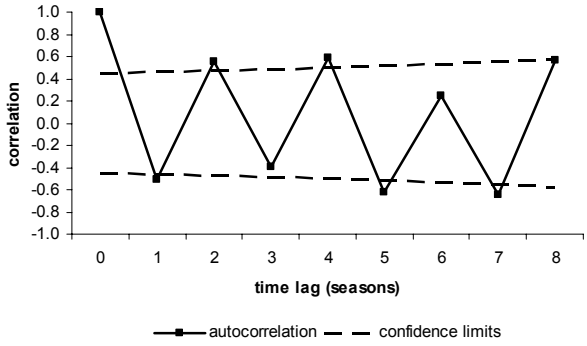


Fig. 3 - Autocorrelation at different time lags for *Eledone cirrhosa* abundance time series.
Autocorrelazione a differenti intervalli di tempo della serie temporale di Eledone cirrhosa.

Results

Twenty abundance and twenty biomass time series of 19 observations, from 1994 to 2003, were obtained; the mean values of each series are reported in Tab. 1. As an example, the abundance time series of *E. cirrhosa* in OU2 is shown in Fig. 2. The exploration of the data by means of the autocorrelation functions showed the presence of seasonal patterns (Fig. 3): an oscillating autocorrelation is a strong evidence of seasonal or cyclic behaviour in the time series. The results of the seasonal decomposition of the *E. cirrhosa* abundance time series are shown in Fig. 4. This procedure provided an estimate of the lacking observation corresponding to the GRU.N.D. 1999 survey. The autocorrelation of the de-seasonalised data is shown in Fig. 5: the slow moving auto-correlation is an indication for the presence of a trend.

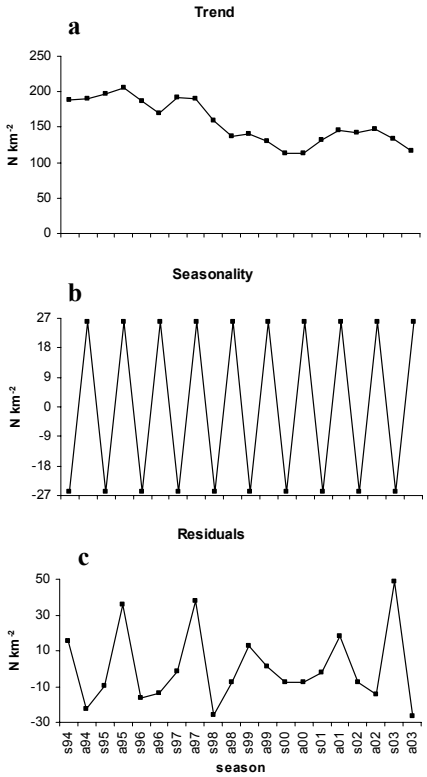


Fig. 4 - Trend (a), seasonal component (b) and residuals (c) obtained by the seasonal decomposition (Loess smoothing) for *Eledone cirrhosa*.
Trend (a), componente stagionale (b) e residui (c) ottentuti attraverso la scomposizione (Loess smoothing) per Eledone cirrhosa.

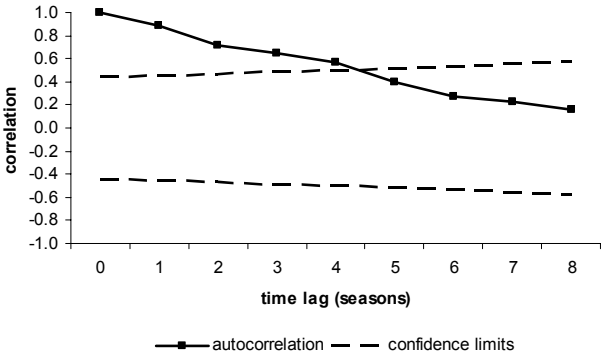
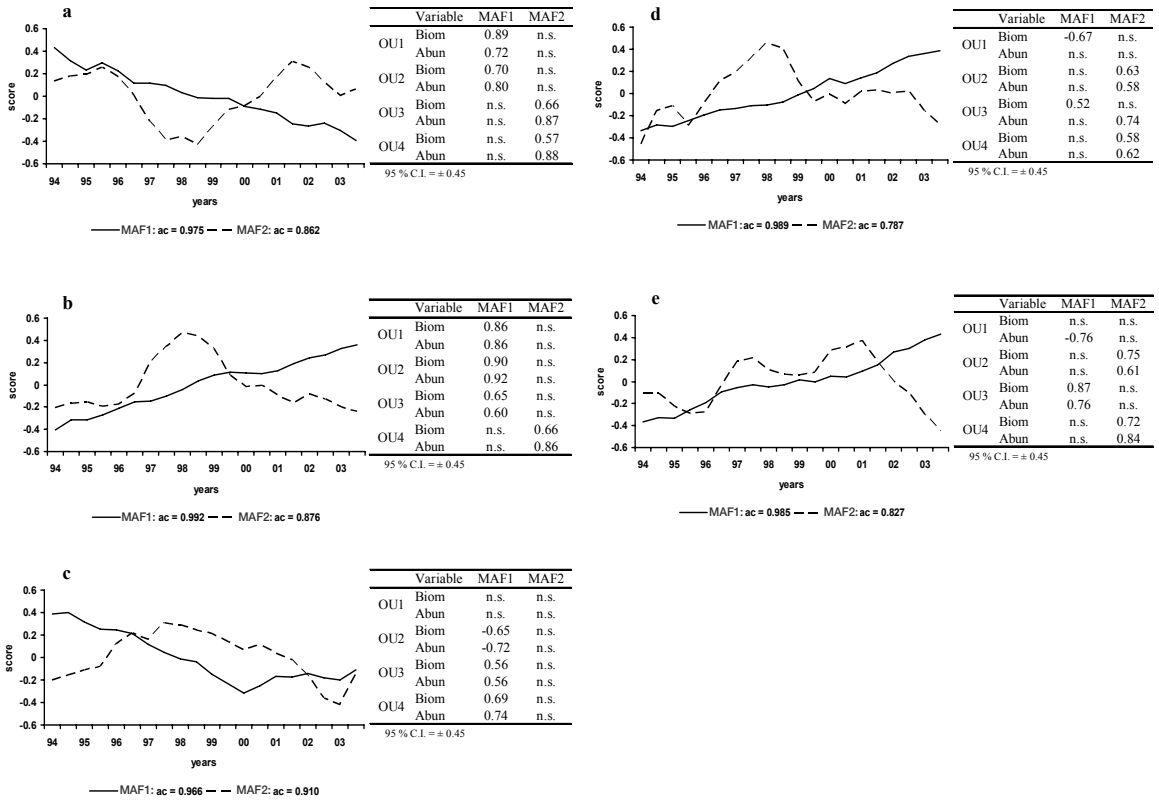


Fig. 5 - Autocorrelation for the trend of *Eledone cirrhosa* obtained by the Loess smoothing.
Autocorrelazione del trend di Eledone cirrhosa *ottenuto attraverso lo smoothing di Loess.*

Fig. 6 shows the two first MAFA axes obtained from the comparison of the time series of data of the five investigated species among the four OUs of the GSA9. The canonical correlations between the variables (biomass and abundance series) and the MAFA axes are also shown. The first MAFA axis (MAF1) obtained from the *E. cirrhosa* time series (Fig. 6a) showed a clear decreasing trend, significantly correlated with the abundance and biomass data of OU1 and OU2 (Ligurian Sea). The second MAF (MAF2) showed a cyclic behaviour and was correlated with OU3 and OU4 (Tyrrhenian Sea). Fig. 6b shows an increasing trend for *P. longirostris*, correlated with OU1, OU2 and OU3 data; the data of the OU4 area showed a cyclic pattern with a peak between 1997 and 1999. A



	Variable	MAF1	MAF2
OU1	Biom	0.89	n.s.
	Abun	0.72	n.s.
OU2	Biom	0.70	n.s.
	Abun	0.80	n.s.
OU3	Biom	n.s.	0.66
	Abun	n.s.	0.87
OU4	Biom	n.s.	0.57
	Abun	n.s.	0.88

95 % C.I. = ± 0.45

	Variable	MAF1	MAF2
OU1	Biom	0.86	n.s.
	Abun	0.86	n.s.
OU2	Biom	0.90	n.s.
	Abun	0.92	n.s.
OU3	Biom	0.65	n.s.
	Abun	0.60	n.s.
OU4	Biom	n.s.	0.66
	Abun	n.s.	0.86

95 % C.I. = ± 0.45

	Variable	MAF1	MAF2
OU1	Biom	n.s.	n.s.
	Abun	n.s.	n.s.
OU2	Biom	-0.65	n.s.
	Abun	-0.72	n.s.
OU3	Biom	0.56	n.s.
	Abun	0.56	n.s.
OU4	Biom	0.69	n.s.
	Abun	0.74	n.s.

95 % C.I. = ± 0.45

	Variable	MAF1	MAF2
OU1	Biom	-0.67	n.s.
	Abun	n.s.	n.s.
OU2	Biom	n.s.	0.63
	Abun	n.s.	0.58
OU3	Biom	0.52	n.s.
	Abun	n.s.	0.74
OU4	Biom	n.s.	0.58
	Abun	n.s.	0.62

95 % C.I. = ± 0.45

	Variable	MAF1	MAF2
OU1	Biom	n.s.	n.s.
	Abun	-0.76	n.s.
OU2	Biom	n.s.	0.75
	Abun	n.s.	0.61
OU3	Biom	0.87	n.s.
	Abun	0.76	n.s.
OU4	Biom	n.s.	0.72
	Abun	n.s.	0.84

95 % C.I. = ± 0.45

Fig. 6 - Results of the MAFA analyses for the five study species, a, *Eledone cirrhosa*, b, *Parapenaeus longirostris*, c, *Nephrops norvegicus*, d, *Merluccius merluccius*, e, *Mullus barbatus*. First and second MAFA axes Canonical Correlations between the variables and the MAFA axes are shown; ac=autocorrelation of MAFA axis at time lag 1.

Risultati delle analisi con MAFA per le cinque specie, a, Eledone cirrhosa*, b,* Parapenaeus longirostris*, c,* Nephrops norvegicus*, d,* Merluccius merluccius*, e,* Mullus barbatus*. Sono mostrati il primo ed il secondo asse MAFA e le correlazioni tra le variabili e gli assi MAFA; ac=autocorrelazione dell'asse MAFA con intervallo di tempo 1.*

decreasing pattern until 2000 and a following slight increase was described by the MAF1 estimated for the *N. norvegicus* time series (Fig. 6c). This trend is significantly and positively correlated with OU3 and OU4; the OU2 abundance and biomass data were negatively correlated with MAF1, indicating an opposite trend to that described by MAF1. The OU1 data didn't follow the trends represented by any of the two MAFs. *M. merluccius* (Fig. 6d) showed an increasing trend represented by the biomass data of the OU3; the OU1 biomass data were negatively correlated with this MAF, indicating an opposite trend. MAF2 described an irregular pattern, correlated with the OU2 and OU4 data and with the abundance data of the OU3. The MAF1 obtained from the *M. barbatus* time series (Fig. 6e) described a clear increasing trend, correlated with the OU3 data. The abundance series from the OU1 showed a decreasing pattern, being negatively correlated with MAF1. The time series from the OU2 and OU4 followed a cyclic pattern, represented by the MAF2, with a sharp decrease starting from 2001.

Conclusions

The min/max autocorrelation factor analysis (MAFA) proved to be a useful tool to estimate and extract trends from short multivariate time series, such as those explored in the present paper. For each of the five study species, the comparative analyses showed significant differences among the four OUs. These differences could reflect the geo-morphological and physical heterogeneity inside the GSA9. Indeed this area includes two distinct basins, the Ligurian and the Tyrrhenian Sea, which are separated by geographic barriers, such as Elba Island, and are characterised by different geo-morphological and physical features and exploitation patterns (Astraldi & Gasparini, 1985; Abella *et al.*, 1999). The behaviour of *E. cirrhosa* and *N. norvegicus* seems to reflect the separation between northern and southern area. As a matter of fact, *E. cirrhosa* shows a decreasing trend in the Ligurian Sea and a cyclic pattern in the Tyrrhenian Sea; *N. norvegicus* follows a decreasing trend in the Tyrrhenian Sea, while an increasing pattern is highlighted in the OU2 (Ligurian Sea). The separation between northern and southern sector is less clear in *P. longirostris*, which shows an increasing trend both in the Ligurian Sea and in the northern Tyrrhenian Sea, and in *M. merluccius* and *M. barbatus*, which show increasing trend in the northern Tyrrhenian Sea only. For these species, similar patterns were described by previous studies in the Mediterranean Sea (Abelló *et al.*, 2002; Belcari *et al.*, 2002; Orsi-Relini *et al.*, 2002; Tserpes *et al.*, 2002).

The limitedness of the time frame of the series investigated suggest to use caution to interpret the present findings: more complete and consistent time series have to be available in order to track the long-term properties of marine systems. Moreover, further analyses are required to assess whether differences are attributable to environmental features or to different exploitation patterns (CIESM, 2003). In this context, the min/max autocorrelation factor analysis (MAFA) and the dynamic factor analysis (DFA) (Zuur *et al.*, 2003a) can be used to extract common trends from multivariate time series constituted by biotic (response) and abiotic (explanatory) variables (Zuur *et al.*, 2003b; Zuur & Pierce, 2004; Erzini *et al.*, 2005).

Riassunto

Le serie storiche di indici di abbondanza e biomassa ottenute dalla ripetizione anno dopo anno di campagne sperimentali di pesca a strascico rappresentano un'importante fonte di informazioni per lo studio dell'evoluzione nel tempo delle risorse demersali. Il presente lavoro ha l'obbiettivo di analizzare le serie storiche di abbondanza e biomassa di cinque importanti specie demersali, *Merluccius merluccius*, *Mullus barbatus*, *Nephrops norvegicus*, *Parapenaeus longirostris* ed *Eledone cirrhosa*, nella SubArea Geografica FAO-GFCM 9. I dati provengono dalle campagne GRU.N.D. e MEDITS, dal 1994 al 2003. Le cinque specie sono state analizzate separatamente, per valutare l'esistenza, tra le quattro aree (Unità Operative) che costituiscono la SubArea 9, di un trend comune per ogni specie. La min/max autocorrelation factor analysis (MAFA) è stata utilizzata per estrarre trend comuni dalle analisi comparative delle serie storiche. I risultati indicano che nessuna delle cinque specie considerate segue un trend comune tra le quattro aree.

References

ABELLA A., BELLUSCIO A., BERTRAND J., CARBONARA P., GIORDANO D., SBRANA M., ZAMBONI A. (1999) – Use of trawl surveys and commercial fleet data for the assessment of some Mediterranean demersal resources. *Aquat. Living Res*., **12**: 155-166.

ABELLÓ P., ABELLA A., ADAMIDOU A., JUKIC-PELADIC S., MAIORANO P., SPEDICATO M.T. (2002) – Geographical patterns in abundance and population structure of *Nephrops norvegicus* and *Parapenaeus longirostris* (Crustacea: Decapoda) along the European Mediterranean coasts. *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 125-141.

ASTRALDI M., GASPARINI G.P. (1985) – Elements for a comparison between the Tyrrhenian and Ligurian coastal currents during spring. *Nuovo Cim.*, **6**: 842-850.

BELCARI P., TSERPES G., GONZALEZ M., LEFKADITOU E., MARCETA B., PICCINETTI-MANFRIN G., SOUPLET A. (2002) – Distribution and abundance of *Eledone cirrhosa* (Lamarck, 1798) and *E. moschata* (Lamarck, 1798) (Cephalopoda: Octopoda) in the Mediterranean Sea. *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 143-155.

BERTRAND J.A., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (1998) – An international bottom trawl survey in the Mediterranean: the MEDITS programme. *Demersal Resources in the Mediterranean. Actes de Colloques*, **26**: 76-93.

CIESM (2003) – *Mediterranean biological time series*. CIESM Workshop Monographs n. 22, Monaco: 142 pp.

CGPM (2001) – Commission Générale des pêches pour la Méditerranée Rapport de la vingt-sexième session. Lacco Ameno, Ischia, Italie, 10-13 Septembre 2001. FAO, Rome: 28 pp.

CLEVELAND R.B., CLEVELAND W.S., McRAE J.E., TERPENNING I. (1990) – STL: a seasonal-trend decomposition procedure based on Loess. *J. Official Statistics*, **6**: 3-73.

COOK R.M. (1997) – Stock trends in six North Sea stocks as revealed by an analysis of research vessel surveys. *ICES J. Mar. Sci.*, **54**: 924-933.

DIGGLE P.J. (1990) – *Time series: a biostatistical introduction*. Oxford University Press, Oxford, UK.

DOUBLEDAY W.G., RIVARD D. (eds.) (1981) – Bottom trawl surveys. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **58**: 273 pp.

ERZINI K., INEJIH C.A.O., STOBBERUP K.A. (2005) – An application of of two techniques for the analysis of short, multivariate non-stationary time-series of Mauritanian trawl survey data. *ICES J. Mar. Sci.*, **62** (3): 353-359.

FOX D.S., STARR R.M. (1996) – Comparison of commercial fishery and research catch data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **53**: 2681-2694.

HEESSEN H.J.K. (1996) – Time-series data for a selection of forty fish species caught during the International Bottom Trawl Survey. *ICES J. Mar. Sci.*, **53**: 1079-1084.

ORSI-RELINI L., PAPACONSTANTINOU C., JUKIC-PELADIC S., SOUPLET A., GIL DE SOLA L., PICCINETTI C., KAVADAS S., ROSSI M. (2002) – Distribution of the Mediterranean hake populations (*Merluccius merluccius smiridus* Rafinesque, 1810) (Osteichthyes: Gadiformes) based on six years monitoring by trawl-surveys: some implications for management. *Sci. Mar.,* **66** (Suppl. 2): 21-38.

RELINI G. (1985) – Programme of the Italian Ministry of the Merchant Marine for the demersal resources survey in the area 37/3. *FAO Fish. Rep.*, **336**: 119-123.

RELINI G. (1998) – Valutazione delle risorse demersali. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (3): 3-19.

SHAPIRO D.E., SWITZER P. (1989) – *Extracting time trends from multiple monitoring sites*. Technical Report 132. Stanford University, Stanford, USA.

SOLOW A.R. (1994) – Detecting changes in the composition of a multispecies community. *Biometrics*, **50**: 556-565.

STERGIOU K.I., CHRISTOU E.D. (1996) – Modelling and forecasting annual fisheries catches: comparison of regression, univariate and multivariate time series methods. *Fish. Res.*, **25**: 105-138.

TSERPES G., FIORENTINO F., LEVI D., CAU A., MURENU M., ZAMBONI A., PAPACONSTANTINOU C. (2002) – Distribution of *Mullus barbatus* and *Mullus surmuletus* (Osteichthyes: Perciformes) in the Mediterranean continental shelf: implications for management. *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 39-54.

ZAMBONI A., FIORENTINO F., MASSI D., RELINI G., ORSI-RELINI L. (1998) – A study of biomass indices collected by trawl surveys using non-parametric statistics. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (2): 32-39.

ZUUR A.F., PIERCE G.J. (2004) – Common trends in Northeast Atlantic squid time series. *J. Sea Res.*, **52**: 57-72.

ZUUR A.F., FRYER R.J., JOLLIFFE I.T., DEKKER R., BEUKEMA J.J. (2003a) – Estimating common trends in multivariate time series using dynamic factor analysis. *Environmetrics*, **15**: 665-685.

ZUUR A.F., TUCK I.D., BAILEY N. (2003b) – Dynamic factor analysis to estimate common trends in fisheries time series. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **60**: 542-552.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 96-104

C. Manfredi, E. Ciavaglia, M.C. Di Silverio, G. Manfrin

Laboratorio di Biologia Marina e Pesca, Viale Adriatico, 1/N - 61032 Fano (PU), Italia.
lbmpfano@mobilia.it

ASPETTI BIOLOGICI E DISTRIBUZIONE DEL GENERE *PAGELLUS* IN ALTO E MEDIO ADRIATICO: ANALISI DI SERIE STORICHE DAL 1982 AL 2004

PAGELLUS *SP. DISTRIBUTION IN THE NORTH AND CENTRAL ADRIATIC SEA: TIME SERIES ANALYSIS FROM 1982 TO 2004*

Abstract

40 trawl surveys, carried out in the National Water and International Water of the North and Central Adriatic Sea from 1982 to 2004 by Marine Biology and Fishery Laboratory of Fano, are analysed. These data form two wide time series used to study the geographic distributions, the trends of abundance and the length-frequency distributions of three species of Pagellus *(Osteichthyes, Sparidae):* P. erythrinus. P. acarne, P. bogaraveo.

Key-words: Pagellus erythrinus, Pagellus acarne, Pagellus bogaraveo*, North and Central Adriatic Sea, time series.*

Introduzione

Il Laboratorio di Biologia Marina e Pesca di Fano conduce campagne di pesca a strascico in Alto e Medio Adriatico dal 1982.

Utilizzando le serie storiche disponibili per questa area, il presente lavoro individua e confronta la distribuzione e la biologia delle tre specie appartenenti al genere *Pagellus* presenti in Adriatico: *P. erythrinus,* la specie più abbondante e di maggiore interesse ai fini commerciali delle congeneri, *P. acarne* e *P. bogaraveo* che sono rare in Alto e Medio Adriatico e vengono catturate solo occasionalmente dalla pesca a strascico.

P. erythrinus (Linnaeus, 1758) è diffuso in tutto l'Adriatico, più abbondante nei canali croati rispetto al mare aperto (Vrgoč *et al*., 2004); vive a profondità variabili tra 10 e 320 metri ma è più comune tra 20 e 100 metri (Relini *et al.*, 1999). *P. acarne* (Risso, 1826) comune nel Tirreno, vive su fondali sabbiosi e fangosi fino a 500 metri di profondità ma è più comune fra 40 e 180 metri con gli esemplari giovani che si spingono anche a profondità minori (Relini *et al*., 1999). *P. bogaraveo* (Brunnich, 1768) si trova fino a profondità di 800 metri, con gli esemplari che si spostano a profondità maggiori al crescere della taglia (Relini *et al*., 1999).

In Mar Ligure le tre specie presentano tutte un reclutamento costiero (Orsi Relini *et al*., 1984; Voliani *et al*., 2003).

Materiali e metodi

Si sono utilizzati i dati di due differenti serie storiche di campagne di ricerca di pesca a strascico svolte dal Laboratorio di Biologia Marina e Pesca di Fano nelle acque territoriali italiane ed internazionali dell'Adriatico Centro-settentrionale a nord della linea Gargano-Kotor per una superficie di circa 60.500 km^2.

La prima serie storica (Pipeta-Grund) copre il periodo dal 1982 al 2003 per

un totale di 29 campagne di pesca. Questa ricerca fino al 1995 è stata effettuata in diverse stagioni su stazioni poste lungo nove transetti; in seguito le stazioni sono state effettuate secondo un campionamento random stratificato e le campagne si sono svolte in autunno. Le cale hanno avuto durata di un'ora e sono state effettuate con una rete commerciale italiana con maglia del sacco di 40 mm di apertura (Relini, 2000).

La seconda serie storica copre il periodo dal 1994 al 2004 per un totale di 11 campagne di pesca effettuate nel periodo primaverile-estivo nell'ambito del programma MEDITS (Bertrand *et al.*, 2000). Le cale sono state effettuate secondo uno schema di campionamento random stratificato. Si è utilizzata una rete a strascico sperimentale di tipo francese con maglia del sacco di 20 mm. Le cale localizzate sulla piattaforma hanno avuto durata di trenta minuti mentre le cale localizzate a profondità superiore a 200 m hanno avuto durata di un'ora.

In entrambe le serie storiche i dati di cattura (n° e peso in kg) sono stati standardizzati all'unità di superficie (km^2).

Di ciascun esemplare catturato è stata rilevata la lunghezza totale.

Risultati

Nell'area di studio *P. erythrinus* è stata catturato prevalentemente entro la batimetrica dei 100 metri, con le maggiori rese ottenute in Alto Adriatico tra Ancona e Ravenna. Rare sono le catture oltre questa profondità. I giovani (individui con LT<8 cm) si ritrovano prevalentemente entro la batimetrica dei 50 metri con le maggiori concentrazioni lungo la fascia costiera dell'Alto Adriatico tra Ancona e la foce del Po (Fig. 1).

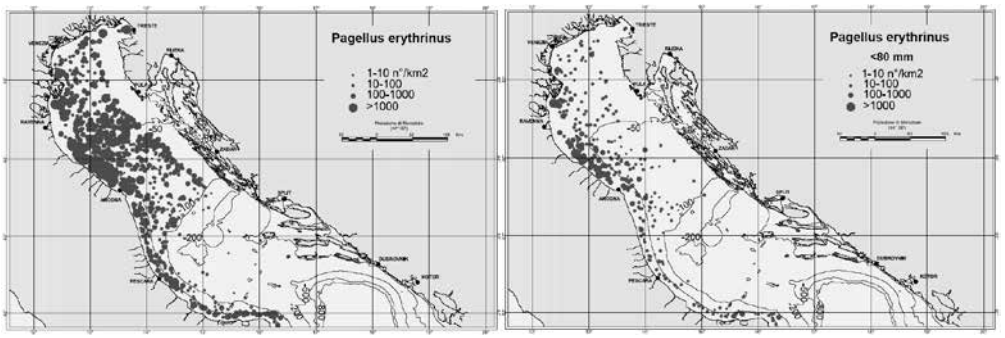


Fig. 1 - *P. erythrinus*: distribuzione delle catture totali (sx) e dei giovani (dx) nelle serie Medits e Grund.

P. erythrinus: *distribution of total catches (left) and distribution of juveniles (right) in Medits and Grund series.*

L'indice di biomassa calcolato sull'intera area presenta una tendenza temporale significativamente crescente (Test F, P=0,05) nel corso delle undici campagne Medits; si ha un minimo di 0,3 kg/km^2 nel 1998 e un massimo di 3,4 kg/km^2 nel 2002. L'indice di densità aumenta nel tempo con un minimo di 8 individui per km^2 (1995) e un massimo di 122 individui su km^2 (1999) (Fig. 2). Le 29 campagne della serie storica Grund evidenziano ampie fluttuazioni delle catture nel corso dei venti anni e in stagioni differenti. Gli indici di densità variano tra un minimo

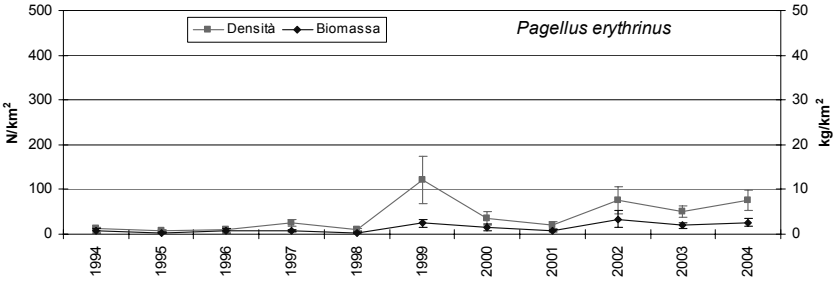


Fig. 2 - *P. erythrinus:* indici di abbondanza nella serie storica Medits.
P. erythrinus: *abundance indices in Medits time series.*

di 10 nella primavera 1993 e un massimo di 347 individui su km² nella primavera 1984 e le biomasse variano tra 0,5 e 19,7 kg/km² rispettivamente nell'estate 1992 e nella primavera 1984 (Fig. 3).

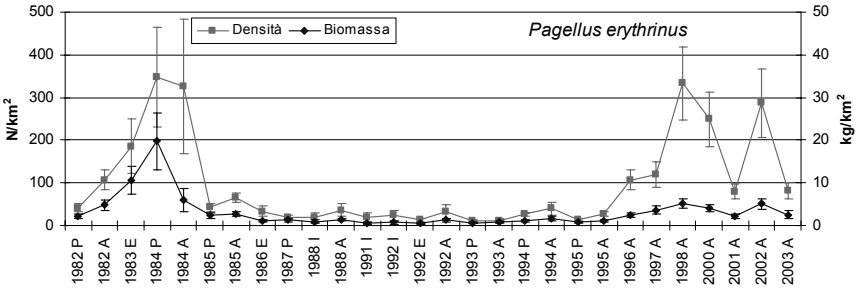


Fig. 3 - *P. erythrinus:* indici di abbondanza nella serie storica Grund.
P. erythrinus: *abundance indices in Grund time series.*

Analizzando le catture per fascia batimetrica, dai dati di entrambe le campagne di pesca si evidenzia una significativa diminuzione delle abbondanze all'aumentare della profondità (Serie Grund: r=–0,90; P=0,01; Serie Medits: r=–0,85; P=0,05) (Fig. 4). Si è trovata una correlazione positiva tra lunghezza media e gradiente di profondità (Serie Grund: r=0,94; Serie Medits: r=0,96; per entrambe P=0,05) (Fig. 4).

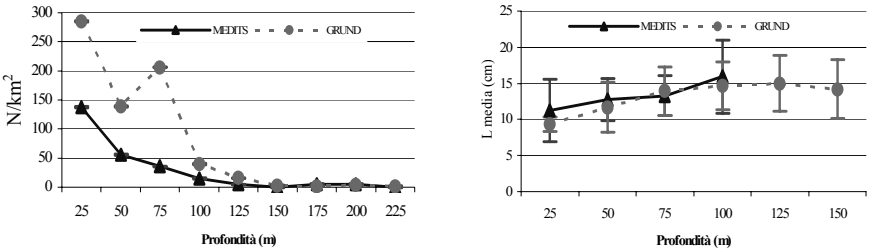


Fig. 4 - *P. erythrinus*: relazione tra indice di densità e profondità (sx) e tra lunghezza media e profondità (dx).
P. erythrinus: *relationship between density index and depth (left) and between mean length and depth (right).*

L'analisi delle distribuzioni delle frequenze di taglia (intervalli di LT=1 cm) della serie storica Medits (Fig. 5), negli anni in cui il survey è stato effettuato in estate avanzata (1999), evidenzia una distribuzione chiaramente bimodale dovuta alla presenza dei giovani che vengono catturati con la rete di campionamento Medits (maglia di 20 mm) e che costituiscono più del 50% delle catture.

Una situazione più complessa appare dalle distribuzioni delle frequenze di taglia della serie Grund (Fig. 6): si osservano notevoli differenze collegate al periodo di

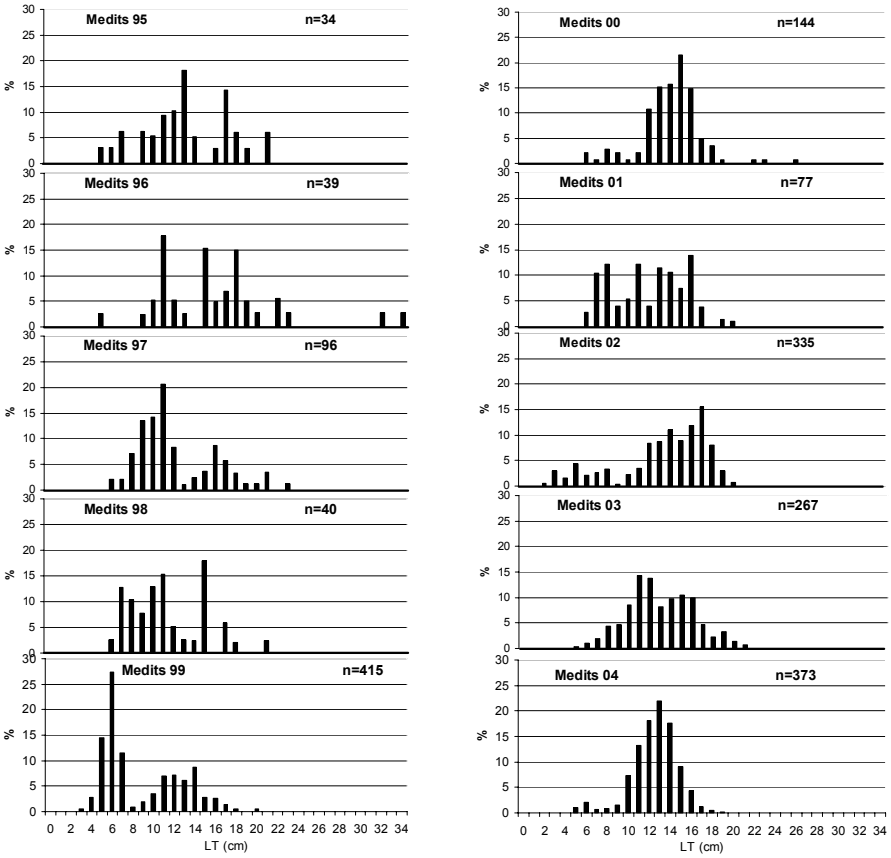


Fig. 5 - *P. erythrinus*: distribuzione delle frequenze di taglia nella serie Medits.
P. erythrinus: *lengths distribution in Medits series.*

effettuazione della campagna e all'abbondanza che, come visto precedentemente, varia molto negli anni. Si osserva una distribuzione tendenzialmente unimodale nelle stagioni invernali ed autunnali quanto più è avanzato il periodo di survey.

Dall'analisi delle catture ottenute in entrambe le serie storiche *P. acarne* evidenzia una maggiore concentrazione di esemplari lungo la fascia costiera e nella parte centrale del bacino adriatico centro-settentrionale, con le maggiori rese nello strato batimetrico dei cento metri (Fig. 7).

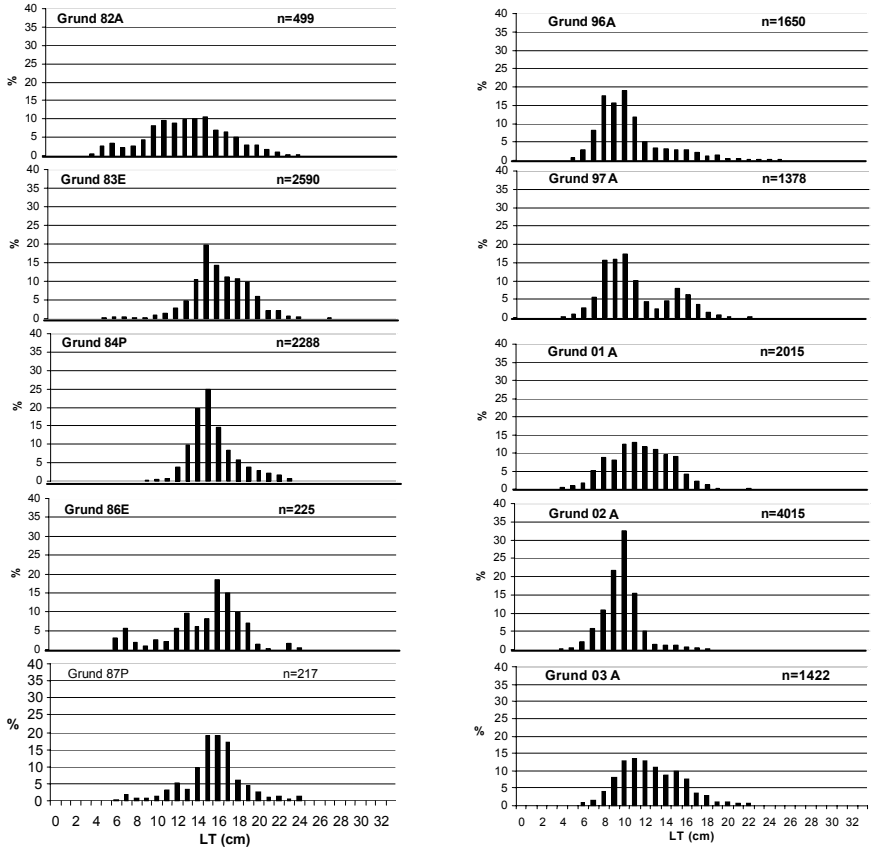


Fig. 6 - *P. erythrinus:* distribuzione delle frequenze di taglia nella serie Grund.
P. erythrinus: *lenghts distribution in Grund series.*

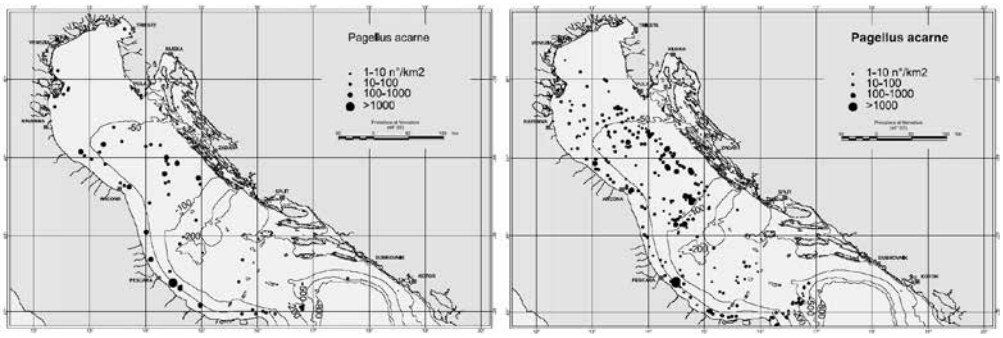


Fig. 7 - *P. acarne*: distribuzione delle catture nelle serie Medits (sx) e Grund (dx).
P. acarne: *distribution of catches in Medits (left) and Grund (right) series.*

La serie storica relativa al progetto Medits mostra un indice di densità che oscilla da un minimo di 1 a un massimo di 69 individui su km^2 e biomassa da

0,1 kg/km^2 a 1,2 kg/km^2 (Fig. 8). Le catture nelle 29 campagne Grund non superano mai i 35 esemplari su km^2 e i 5 kg/km^2 (Fig. 9).

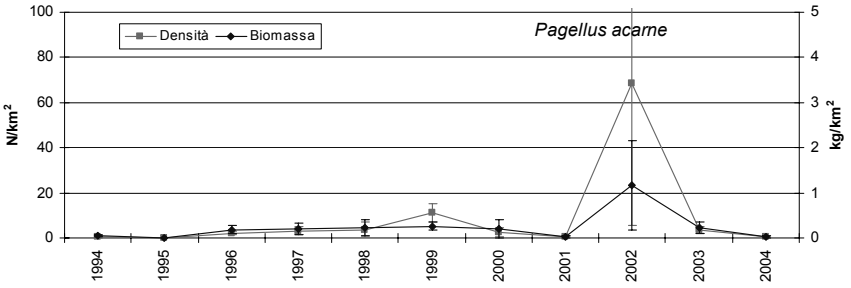


Fig. 8 - *P. acarne:* indici di abbondanza nella serie storica Medits.
P. acarne: *abundance indices in Medits time series.*

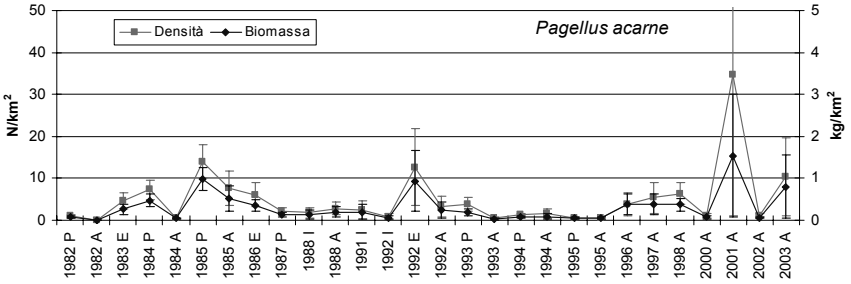


Fig. 9 - *P. acarne:* indici di abbondanza nella serie storica Grund.
P. acarne: *abundance indices in Grund time series.*

La serie storica Medits mette in evidenza come nel periodo primaverile-estivo entro la fascia batimetrica dei 50 metri si concentrino individui compresi tra 8 e 14 cm di LT e moda a 10 cm (Fig. 10). Questi individui sono nati presumibil-

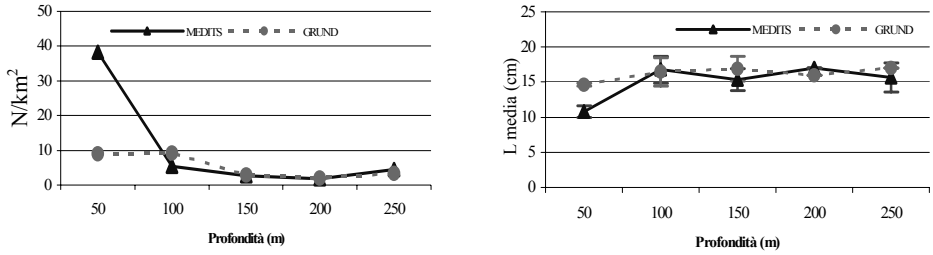


Fig. 10 - *P. acarne*: relazione tra indice di densità e profondità (sx) e tra lunghezza media e profondità (dx).
P. acarne: *relationship between density index and depth (left) and between mean length and depth (right).*

mente l'anno precedente (Orsi Relini *et al.*, 1984). Nella fascia batimetrica dei 100 metri, la taglia modale si sposta a 16 cm (intervallo di taglia tra 13 e 22 cm).

Gli esemplari di *P. bogaraveo* catturati nelle singole campagne sono poco numerosi e solo i dati cumulati delle due serie storiche possono evidenziare l'area di distribuzione di questa specie (Fig. 11).

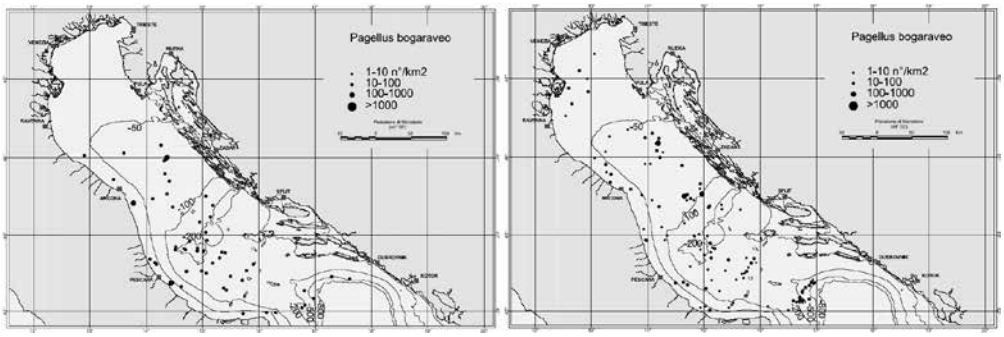


Fig. 11 - *P. bogaraveo*: distribuzione delle catture nelle serie Medits (sx) e Grund (dx).
P. bogaraveo: *distribution of catches in Medits (left) and Grund (right) series.*

Nella serie storica Medits gli indici di densità e biomassa non superano mai 4 individui su km^2 e 0,2 kg/km^2 (Fig. 12).

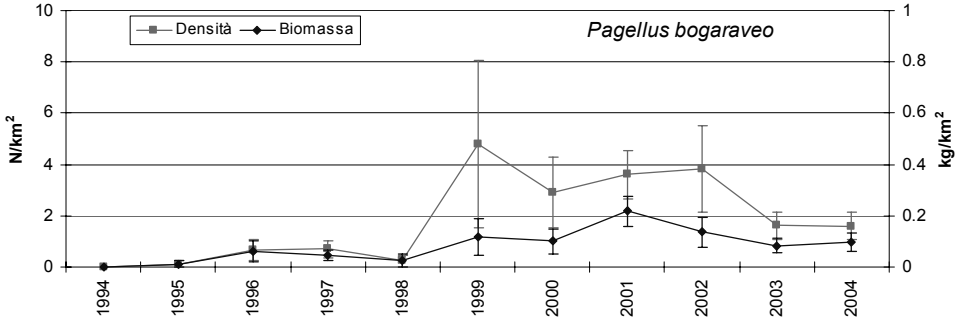


Fig. 12 - *P. bogaraveo:* indici di abbondanza nella serie storica Medits.
P. bogaraveo: *abundance indices in Medits time series.*

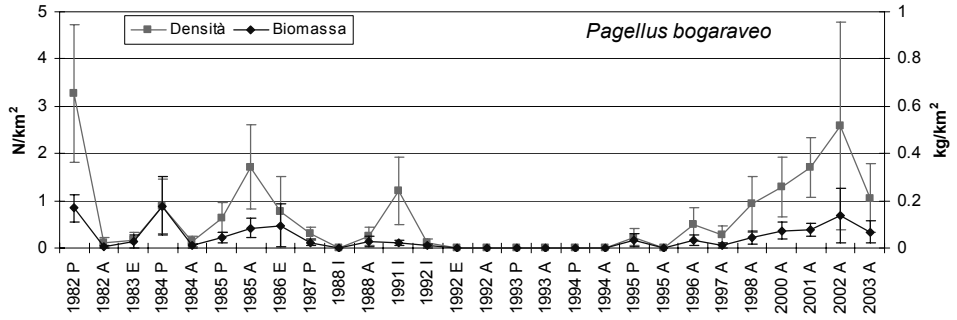


Fig. 13 - *P. bogaraveo:* indici di abbondanza nella serie storica Grund.
P. bogaraveo: *abundance indices in Grund time series.*

Nella serie storica Grund gli indici di abbondanza non superano mai 3 individui su km^2 e 0,2 kg/km^2 (Fig. 13).

I dati di entrambi i trawl surveys evidenziano come entro i 200 metri di profondità le catture sono sempre al di sotto di 6 individui su km^2 mentre sono più consistenti oltre i 250 metri (Fig. 14). Si osserva inoltre un significativo trend crescente della taglia media all'aumentare della profondità (Serie Grund: r=0,9; Serie Medits r=0,92; per entrambe P=0,01) (Fig. 14). In entrambe le campagne di ricerca gli individui catturati entro la fascia batimetrica dei 50 metri sono compresi in un range di taglia che va da 11 a 15 cm di LT.

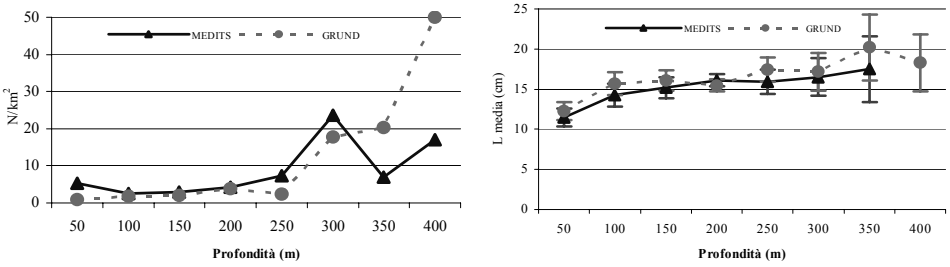


Fig. 14 - *P. bogaraveo*: relazione tra indice di densità e profondità (sx) e tra lunghezza media e profondità (dx).

P. bogaraveo: *relationship between density index and depth (left) and between mean length and depth (right).*

Conclusioni

La disponibilità di diversi anni di osservazioni e di surveys effettuati in stagioni differenti permette di avere un quadro più completo della distribuzione in Alto e Medio Adriatico delle specie in esame che non sarebbe emerso dall'esame delle singole campagne.

P. erythrinus risulta essere la specie più abbondante tra le congeneri. Nell'area di studio mostra un'area di distribuzione estesa a tutto il bacino fino ad una profondità di 100 metri, confermando quanto osservato da Jukić e Arneri (1984). Si osserva una distribuzione più costiera degli stadi giovanili, sottolineando l'importanza di questa zona come area di nursery.

Gli indici di biomassa e densità mostrano ampie variazioni in anni e stagioni differenti, tuttavia l'ampiezza della serie Grund evidenzia come negli anni 1982-84 il numero e la biomassa dei pagelli catturati nelle stagioni autunnali è simile a quello attuale.

In Adriatico *P. erythrinus* depone una volta all'anno tra la primavera e l'inizio dell'estate (Vrgoč *et al.*, 2004). E' evidente come il reclutamento di questa specie inizia in estate e si prolunga all'autunno; in alcuni anni le reclute compaiono in tarda primavera. L'influenza del reclutamento sulla composizione per taglia è collegata al mese di esecuzione del survey, tuttavia, a causa della differente selettività della rete, la frazione della popolazione della classe 0+ catturata nei surveys GRUND è sempre inferiore in termini percentuali rispetto alla frazione catturata nei surveys MEDITS effettuati in tarda estate.

P. acarne e *P. bogaraveo* sono catturati occasionalmente nell'area. *P. acarne* mostra una distribuzione prevalentemente entro i cento metri mentre *P. bogaraveo*

presenta le maggiori catture a profondità maggiori di 250 metri.

Per entrambe le specie le catture effettuate entro la fascia batimetrica dei 50 metri hanno riguardato esemplari giovani, suggerendo una distribuzione di questi prevalentemente nelle zone costiere come già osservato in altre aree costiere italiane (Orsi Relini *et al*., 1984; Voliani *et al*., 2003). Le ridotte quantità catturate per campagna non permettono di fare un'accettabile ricostruzione delle distribuzioni di taglia presenti nell'area né per *P. bogaraveo* né per *P. acarne*.

Summary

From 1982 trawl surveys were carried out in North and Central Adriatic Sea by Marine Biology and Fishery Laboratory of Fano.

Data of two different time series (GRUND and MEDITS programme) are reported to describe the distribution area and trends in abundance of three *Pagellus* species (*P. erythrinus*, *P. acarne*, *P. bogaraveo*) in the North and Central Adriatic Sea.

Among the three species, *P. erythrinus* is the most abundant in the area while only few specimens of *P. acarne* and *P. bogaraveo* were caught in each survey.

P. erythrinus is most abundant up to 100 meters and the relative index of the population abundance decreases with depth. Juveniles are distributed along the coastal area up to 50 meters.

P. acarne is mostly distributed up to 100 meters while the highest catches of *P. bogaraveo* are over 250 meters. Only young individuals of both species were caught in the coastal area from several meters to 50 meters.

Bibliografia

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACOSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2000) – An international trawl survey in the Mediterranean: the MEDITS programme. *Actes de Colloques IFREMER*, **26**: 76-93.

JUKIĆ S., ARNERI E. (1984) – Distribution of Hake (*Merluccius merluccius* L.) Striped Mullet (*Mullus barbatus* L.) and Pandora (*Pagellus erythrinus* L.) in the Adriatic sea. *Fao Fish. Rep*., **290**: 85-91.

ORSI RELINI L., RELINI G., ROMEO G., TUNESI L. (1984) – Reclutamento e primo accrescimento degli Sparidi del genere *Pagellus* sui fondi strascicabili costieri del Mar Ligure. *Nova Thalassia*, **6** (Suppl.): 489-501.

RELINI G. (2000) – Demersal trawl surveys in Italian Seas: a short review. *Actes de Colloques IFREMER*, **26**: 46-75.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (eds) (1999) Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondali del Mediterraneo centrale (Italia e Corsica). *Biol. Mar. Medit.*, **6** (Suppl. 1): 415-433.

VOLIANI A., ABELLA A., CUOCO C. (2003) – Distribuzione geografica di tre specie di *Pagellus* nel Mar Ligure Sud-orientale. *Biol. Mar. Medit.*, **10** (2): 966-970.

VRGOČ N., ARNERI E., JUKIĆ-PELADIĆ S., KRSTULOVIĆ ŠIFNER S., MANNINI P., MARČETA B., OSMANI K., PICCINETTI C., UNGARO N. (2004) - Review of current knowledge on shared demersal stocks of the Adriatic Sea. FAO – MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/TD-12. *AdriaMed Technical Documents*, **12**: 91 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 105-113

C. Mazziotti, C.R. Ferrari, G. Montanari, M. Benzi, C. Silvestri, A. Rinaldi

ARPAER Agenzia Regionale Prevenzione e Ambiente Emilia-Romagna, Struttura Oceanografica Daphne, Viale Vespucci, 2 – 47042 Cesenatico (FC) Italia.
cmazziotti@sod.arpa.emr.it

TENDENZA EVOLUTIVA DEL FENOMENO EUTROFICO NELLE ACQUE COSTIERE EMILIANO-ROMAGNOLE: 1982-2004

TEMPORAL TREND OF EUTROPHICATION PHENOMENON IN THE COASTAL WATERS OF EMILIA-ROMAGNA: 1982-2004

Abstract

In this paper the analysis of the chronic eutrophication phenomenon has been made in consideration of the temporal series of some important factors involved in the process: the concentrations of Diatoms, Dinoflagellates, DIN, P-tot, Flow of the River Po. In accordance with statistical methods used in environmental research, we have used a data-base of roughly one thousand data for each parameter and we have normalized each single datum with the transformation in log.

Key-words: *Adriatic Sea, Diatoms, Dinoflagellates, eutrophication, nutrients, phytoplankton.*

Introduzione

Già dalla fine degli anni ’60 le acque costiere dell’Emilia-Romagna sono state interessate, e continuano ad esserlo in modo tipico e ricorrente, da fioriture microalgali sostenute da fitoplanctonti che, in concomitanza con alcuni fattori ambientali, riescono a sviluppare notevoli biomasse ed a determinare anomale colorazioni delle acque. I fenomeni di “acque colorate” (verdi, brune, rosse) sono ben conosciuti (Pompei *et al.*, 1998) e sono provocati dai fitopigmenti presenti nelle Dinoflagellate che, durante un evento di fioritura, proliferano considerevolmente determinando un incremento nella loro concentrazione. Meno spettacolari, ma altrettanto impattanti, sono le alterazioni del colore provocate dalle Diatomee e definite come “acque sporche”. Queste ultime sono ricorrenti nel periodo fine inverno-inizio primavera in relazione agli apporti di acque dolci provenienti dal bacino padano e dai bacini costieri.

Lo scopo del lavoro è quello di evidenziare, in un arco temporale di 23 anni (1982-2004) la tendenza evolutiva del fenomeno delle fioriture microalgali sostenute dalle Dinoflagellate e dalle Diatomee e, per quest’ultime, evidenziare i principali gruppi tassonomici responsabili.

Materiali e metodi

I dati elaborati si riferiscono a campionamenti superficiali (0,5 m) effettuati nelle stazioni di Porto Garibaldi (St. 4) e Cesenatico (St. 14) situate a 0,5 Km dalla costa emiliano-romagnola da febbraio 1982 a dicembre 2004 (Fig. 1). Le due stazioni rappresentano due subaree caratterizzate da un differente livello trofico del sistema costiero regionale. La St. 4 (Porto Garibaldi) è più direttamente influenzata dagli apporti padani e dai carichi locali attraverso il porto-canale che convoglia anche le acque della Idrovia ferrarese mentre la St. 14 (Cesenatico) è

localizzata in una zona di transizione tra la parte nord produttiva, e quella a sud, a bassa trofia (Fig. 1). La frequenza settimanale di campionamento è stata ridotta nel periodo autunno-invernale a causa del mal tempo.

Il dataset utilizzato nel presente studio comprende 739 dati per la St. 4 e 1006 dati per la St. 14 la quale, trovandosi in prossimità del porto-canale di Cesenatico dove è ormeggiata la motonave Daphne II utilizzata per il campionamento, è facilmente raggiungibile anche in condizioni metereologiche avverse.

Le determinazioni dei sali azotati sono state effettuate secondo le metodiche standard di Armstrong *et al.* (1967), Grasshoff (1969), Federal Water Pollution Control Admin. (1969) e le concentrazioni vengono riportate come Dissolved Inorganic Nitrogen (DIN) sommatoria di $N\text{-}NO_3$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NH_3$. La determinazione del fosforo totale è stata condotta sul campione d'acqua tal quale e, dopo mineralizzazione (Koroleff, 1983), è stato analizzato l'ortofosfato utilizzando autoanalizzatori "Bran-Luebbe" (Traacs 800 e AA3) secondo le metodiche di Strickland e Parsons (1965).

L'analisi dei campioni di fitoplancton è stata effettuata con microscopio ottico rovesciato, secondo il metodo di Uthermöhl (1958). Le abbondanze del fitoplancton sono riportate come cell. L^{-1}.

I dati di portata del fiume Po (Fig. 5) sono valori medi calcolati sulla base di valori giornalieri di portata misurati nella sezione di chiusura del bacino a Pontelagoscuro (Fe) dal Servizio Meteorologico di Arpa Emilia-Romagna.

Tutti i dati, prima di essere elaborati, sono stati validati e trasformati in logaritmo naturale. L'analisi statistica è stata condotta con il programma STATISTICA 5.0 (StatSoft).

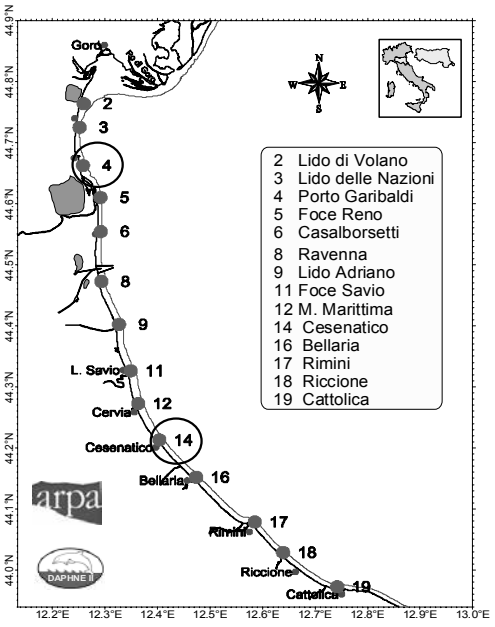


Fig. 1 - Rete di monitoraggio della costa Emiliano-Romagnola.
Sampling stations of Emilia-Romagna coast.

Risultati

In Fig. 2 sono rappresentati i contributi delle specie di Diatomee più abbondanti rispetto al loro totale dal 1998 al 2004 nella St. 4 e nella St. 14.

Al fine di evidenziare una stagionalità delle specie/generi fitoplanctoniche, sono state raggruppate per ciascun mese le abbondanze rilevate negli anni 1998-2004 e, di ciascun raggruppamento, è stato calcolato il valore medio.

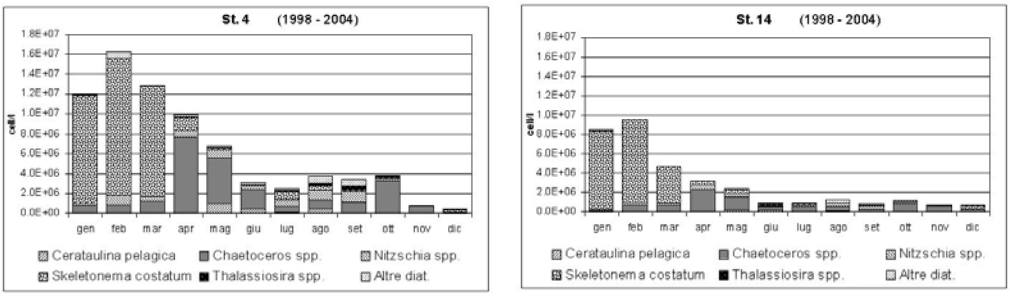


Fig. 2 - Andamento mensile tra le specie di diatomee maggiormente rappresentate nelle st. 4 e 14 dal 1998 al 2004.

Monthly trend among the species of diatoms mainly represented in the st. 4 and 14 from 1998 to 2004.

La specie *Skeletonema costatum* ricorre nei mesi di gennaio, febbraio e marzo raggiungendo elevate concentrazioni rispettivamente dell'ordine di 10^7 nella St. 4 e di 10^6 nella St. 14; questa microalga conferisce alle acque interessate dalla fioritura una colorazione verde-marrone. La specie *Cerataulina pelagica* ricorre nel periodo maggio-agosto con abbondanze dell'ordine di 10^5. Altre Diatomee appartenenti ai generi *Chaetoceros* spp. e *Pseudonitzschia* spp. mostrano un'ampia distribuzione annuale con maggiori abbondanze rispettivamente in aprile maggio per la prima, e da gennaio a settembre per la seconda. Infine il genere *Thalassiosira* spp. contribuisce alla composizione annuale della comunità fitoplanctonica in maniera continua pur non evidenziando una netta stagionalità.

Analizzando la distribuzione annuale e mensile nel periodo 1982-2004 delle abbondanze delle Diatomee riportate nella Fig. 3, per la St. 4 si individua un primo periodo che va dal 1982 al 1994 caratterizzato da valori medi intorno a 3×10^6 cell. L^{-1}. Tale periodo comprende le grandi fioriture di *Chaetoceros* spp. del 1984, con 102×10^6 cell. L^{-1} e di *Skeletonema costatum* del 1986 con 230×10^6 cell. L^{-1} (Pompei *et al.*, 1998). Il secondo periodo, dal 1995 al 2004, inizia con una consistente diminuzione delle abbondanze a cui segue un progressivo incremento fino al 1999 ed una successiva riduzione fino al 2004. Fa eccezione il 2002, anno caratterizzato da una eccezionale piovosità nel periodo estivo, che ha veicolato a mare elevati quantitativi di nutrienti e, conseguentemente, ha sostenuto una fioritura di *Chaetoceros* spp. che ha contribuito all'innalzamento del valore medio annuale delle Diatomee. Lo stesso andamento si evidenzia per la St. 14 i cui valori medi però, risultano generalmente più bassi e solo negli anni 1993 e 1994 il valore medio raggiunge i 3×10^6 cell. L^{-1}. Inoltre, a conferma di ciò, anche gli estremi e gli outliers inferiori per la St. 14 sono più abbondanti rispetto a quelli per la St. 4.

Per la St. 14 il campo di variazione del 50% dei valori (box) risulta più compresso rispetto a quello della St. 4.

A tal proposito va ricordato che le Diatomee, nonostante caratterizzino la comunità fitoplanctonica nel periodo invernale-primaverile, sono presenti anche negli altri periodi dell'anno riuscendo a dare notevoli apporti alla biomassa totale (Regione Emilia-Romagna, 1982-2003).

In entrambe le stazioni vengono raggiunte (Fig. 3) le abbondanze più elevate nei primi mesi dell'anno ed in particolare febbraio, mentre valori più bassi corrispondono al tardo autunno inizio inverno (ottobre-novembre-dicembre). Per la St. 4 le abbondanze si mantengono più elevate rispetto alla St. 14 in tutti i mesi confermando il differente grado di trofia tra la zona settentrionale e quella meridionale della costa emiliano-romagnola (Regione Emilia-Romagna, 1982-2003).

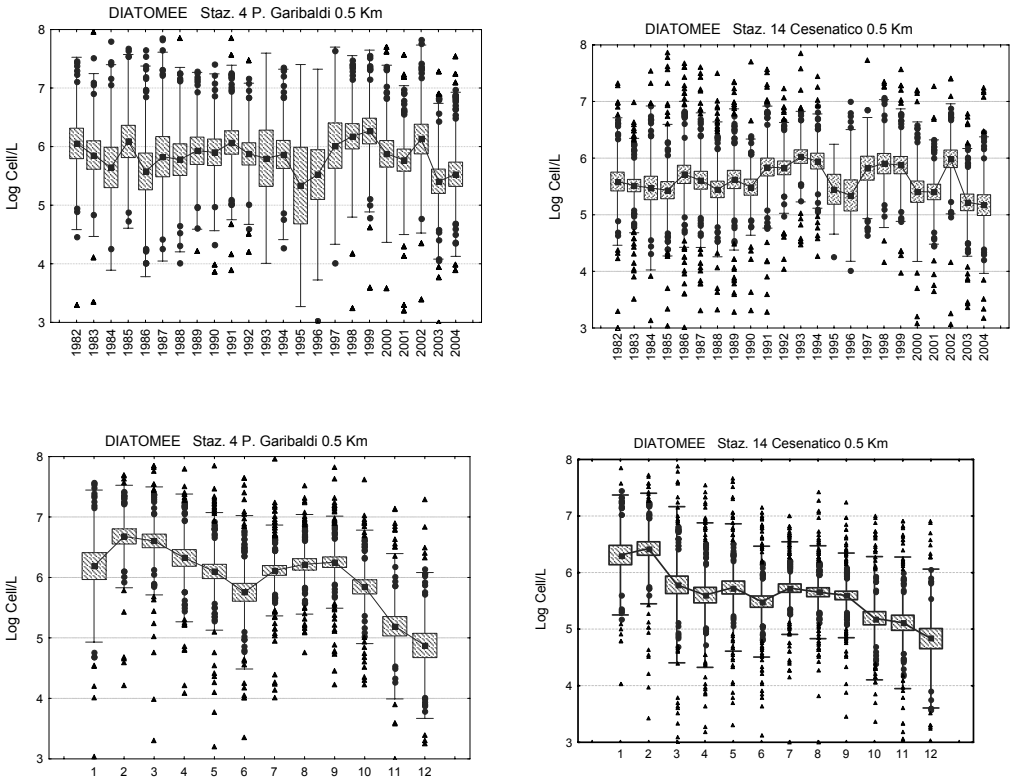


Fig. 3 - Box and whiskers Serie temporali Diatomee dal 1982 al 2004 nella st. 4 e st. 14, sequenze annuali e mensili.

Box and whiskers Temporal series Diatoms from 1982 to 2004 in st. 4 and st. 14, annual and monthly sequences.

Dall'analisi della serie annuale delle Dinoflagellate (Fig. 4) appare evidente una tendenza costante alla diminuzione delle abbondanze con qualche anomalia;

più precisamente si evidenzia un lungo periodo, comprendente i primi 12 anni, in cui le abbondanze sono pressochè costanti e sostenute da intensi bloom monospecifici. Gli ultimi anni sono stati caratterizzati da un forte decremento delle biomasse. Per la St. 4 il primo periodo caratterizzato da abbondanze elevate, va dal 1982 al 1994 mentre, per la St. 14, il primo periodo comprende anche il 1995. In entrambe le stazioni le abbondanze massime sono state raggiunte nell'estate del 1984 con valori di 200×10^6 cell. L^{-1} di *Gymnodinium* spp. e 15×10^6 cell. L^{-1} di *Lingulodinium polyedrum*. La distribuzione mensile delle Dinoflagellate (Fig. 4) segue, per entrambe le stazioni, una forma a campana con una curtosi in corrispondenza dei mesi più caldi ed un decremento nei mesi più freddi; dal mese di marzo le abbondanze cominciano ad aumentare raggiungendo i massimi valori in giugno e mantenendoli elevati per tutta l'estate.

Come per le Diatomee, la stazione 4 (Porto Garibaldi) presenta abbondanze maggiori rispetto alla stazione 14 (Cesenatico) soprattutto nel periodo compreso fra maggio e settembre.

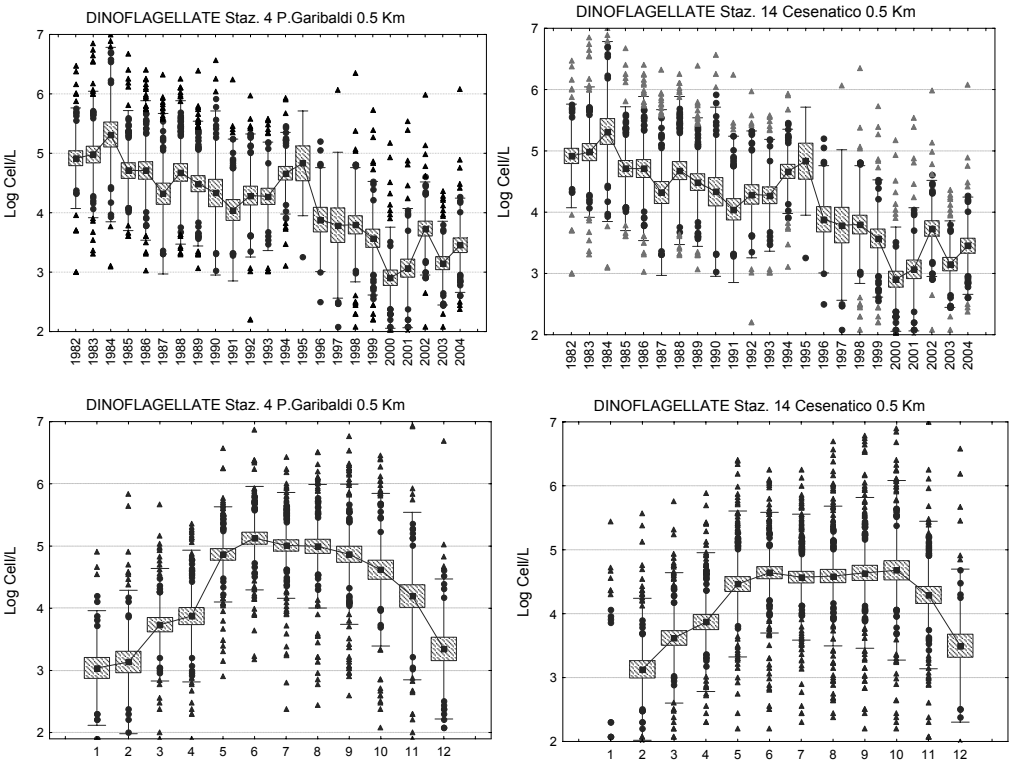


Fig. 4 - Box and whiskers plots Serie temporali Dinoflagellati dal 1982 al 2004 nella st. 4 e st. 14, sequenze annuali e mensili.

Box and whiskers Temporal series Dinoflagellates from 1982 to 2004 in st. 4 and st. 14, annual and monthly sequences.

Le Dinoflagellate, comprendenti forme fototrofe, mixotrofe ed eterotrofe, preferiscono infatti le acque temperate ed i mesi caldi (Monti, 2001) quando l'innalzamento delle temperature provoca l'instaurarsi di un termoclino. La stratificazione della colonna d'acqua riveste un ruolo determinante per il fitoplancton (Margalef, 1963), infatti riducendo la diffusività verticale, consente alla biomassa di accrescersi nei primi strati. Inoltre sempre la contemporanea riduzione della diffusione, porta alla diminuzione delle concentrazioni totali dei nutrienti nelle acque superficiali, ostacolando il ricircolo dei nutrienti rigenerati nelle acque di fondo (Vollenweider *et al*., 1992).

Durante il periodo della stratificazione estiva, quando la concentrazione di nutrienti, soprattutto di N e P, diventa critica nelle acque superficiali a causa degli scarsi apporti, tutta la comunità eterotrofa è spinta ad una rapida rigenerazione dei nutrienti ad alte velocità di riciclo (Harris, 1986).

È stato dimostrato che l'area di indagine è influenzata da ingenti apporti di sostanze nutritive (azoto e fosforo in particolare), soprattutto provenienti dal bacino padano (Regione Emilia-Romagna, 1982-2003).

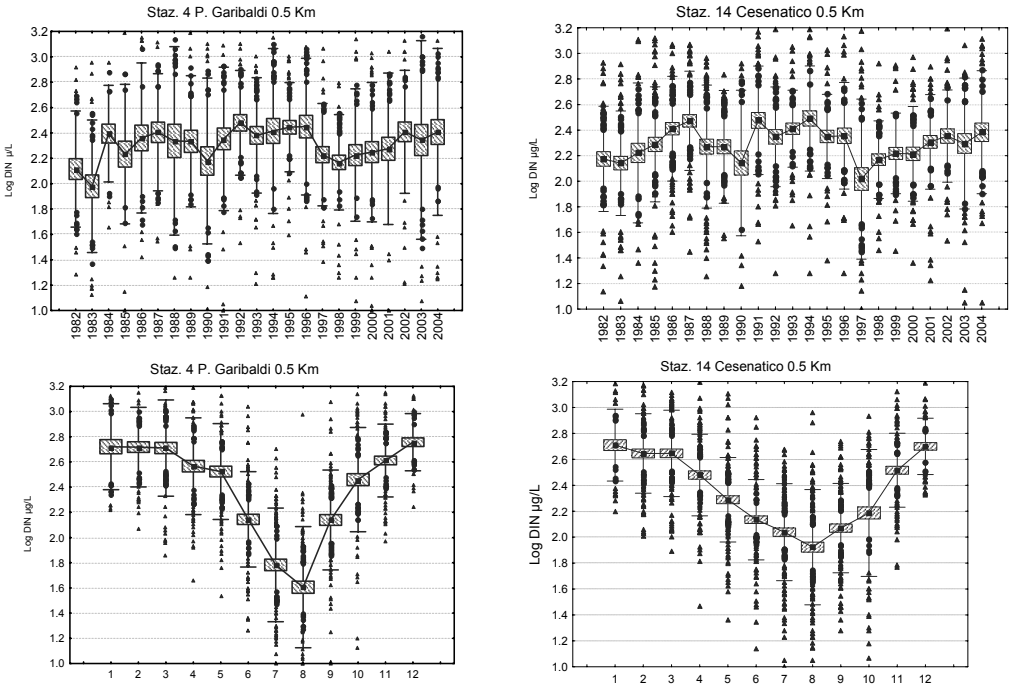


Fig. 5 - Box and whiskers plots Serie temporali dell'azoto disciolto dal 1982 al 2004 nella st. 4 e st. 14, sequenze annuali e mensili.

Box and whiskers plots Temporal series of DIN from 1982 to 2004 in st. 4 and st. 14, annualand monthly sequences.

La condizione di fosforo limitazione è preponderante, anche se durante il periodo estivo, a seguito della drastica riduzione degli apporti fluviali, entrambi i

nutrienti possono assumere il ruolo di fattore limitante alla crescita microalgale. A tal riguardo si tenga altresì in considerazione che l'area più settentrionale della costa (St. 4), essendo direttamente investita dagli apporti padani, presenta elevati indici trofici e come la configurazione costiera imponga una circolazione delle acque con tempi di permanenza lunghi che favoriscono il perdurare di fenomeni eutrofici.

Ecco quindi che le concentrazioni medie annuali di DIN seguono un andamento spesso sovrapponibile a quello dei valori medi annuali di portata del fiume Po (Fig. 5, Fig. 6).

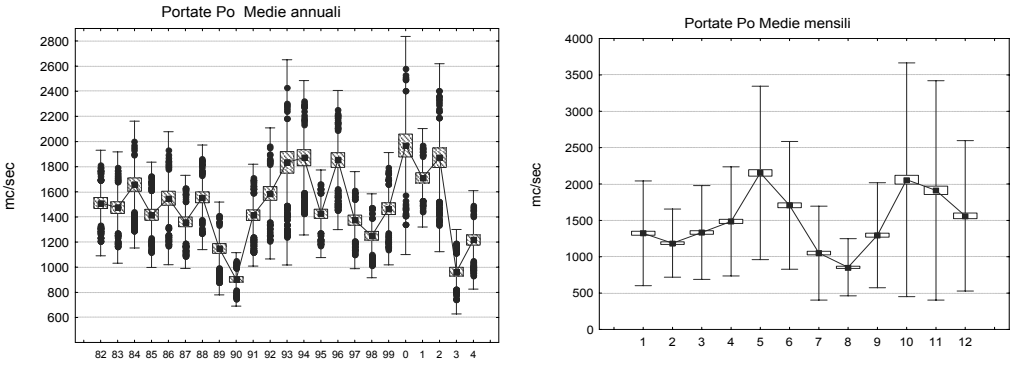


Fig. 6 - Box and whiskers plots Serie temporali delle portate del Po dal 1982 al 2004 sequenze annuali e mensili.

Box and whiskers plots Temporal series of Po River Flow from 1982 to 2004 annual and monthly sequences.

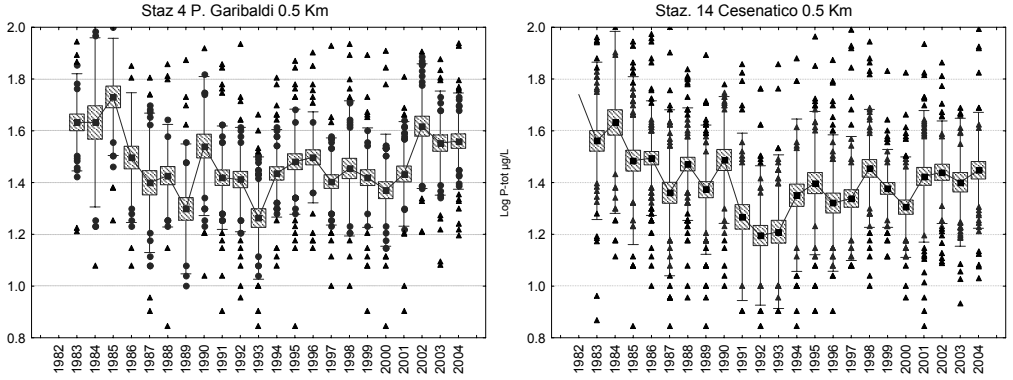


Fig. 7 - Box and whiskers plots Serie temporali del P-tot dal 1982 al 2004 nella st. 4 e st. 14, sequenze annuali.

Box and whiskers plots Temporal series of P-tot from 1982 to 2004 in st. 4 and st. 14, annual sequences.

Dopo il 1996, rispetto agli anni precedenti, le concentrazioni sono diminuite con una lieve tendenza all'incremento negli anni (1997-2004). Anche la distribuzione dei valori medi mensili (Fig. 5) sembra seguire la portata (Fig. 6) ad eccezione dei mesi più freddi: probabilmente anche perché l'efficacia dilavatoria delle precipitazioni atmosferiche nel periodo invernale-primaverile è di gran lunga superiore a quella di altre stagioni. La quiescenza dell'attività vegetativa e l'uso di certe pratiche agricole potrebbero favorire la cessione di sali.

Le concentrazioni di fosforo totale analizzate risultano generalmente molto inferiori rispetto alle concentrazioni di azoto; in Fig. 7, dal 1983 al 1993, si osserva una linea con tendenza alla diminuzione, mentre dal 1994 al 2003 si evidenzia una lieve tendenza all'incremento. In questa seconda decade i valori medi risultano più bassi rispetto alla prima decade e le elevate concentrazioni registrate nel 2002 sembrano poter essere associate alle eccezionali precipitazioni verificatesi nel periodo estivo.

Conclusioni

Prendendo in considerazione la Classe delle Diatomee e delle Dinoflagellate si nota come i valori medi annuali dei primi 13 anni (1982-1994) siano più alti di quelli degli ultimi 10 anni (1995-2004). Questa differenza è particolarmente evidente per le Dinoflagellate anche se non sembrano così chiare le motivazioni di tale diminuzione; infatti se da un lato si sono delineati i principali fattori che agiscono sulla variabilità della comunità microfitoplanctonica la diffusione della eterotrofia e/o mixotrofia in questa classe rende la comprensione dei meccanismi causa-effetto ancora più complessi. La modesta profondità, le grandi quantità di acque dolci veicolate dal bacino padano e dai fiumi costieri, l'elevata escursione termica stagionale sono le principali cause della formazione primaverile-estiva di un netto termoclino che, producendo una stratificazione stabile, impedisce il ricambio d'acqua nello strato inferiore con importanti riflessi sulla rigenerazione nei nutrienti dal fondo e conseguentemente con una forte riduzione dei nutrienti lungo la colonna d'acqua.

L'andamento mensile delle specie/generi che contribuiscono alla popolazione delle Diatomee nella zona in esame mostra come *Skeletonema costatum* e *Chaetoceros* spp. siano quelle che da sole contribuiscono maggiormente al totale; esse ricorrono rispettivamente la prima da gennaio a marzo, e la seconda, pur essendo presente tutto l'anno, mostra le più alte abbondanze in aprile-maggio.

Il trend del DIN mostra nel tempo stabilità, quella del P-tot, al contrario, evidenzia un significativo calo.

Summary

Temporal trends of some parameters involved in the eutrophication phenomenon in the coastal waters of Emilia-Romagna Region (Diatoms, Dinoflagellates, Flow of the River Po, DIN, P-tot) represent a valuable test for trophic system status. Concerning the nutrients, we can underline that the concentration of total Phosphorus reveals an important decrease in the second part of the series ('82-'93) in consequence of the political policy of reducing Phosphates in detergents. Since '94 the condition is undulatory in a more compressed range. With regard to the series of DIN in the last eight years we notice instead an increase of concentration, which is evident from the minimum recorded in '97.

The high concentration of Diatoms shows a correlation with Flow of the River Po with some exceptions: high values of Diatoms remained in comparison to the low flows recorded in '89-'90 and '97-'98.

The highest values of Diatoms are always registered in February with typical growth of *Skeletonema costatum* which characterizes the colour of the seawater with a greenish-brown bloom.

The Dinoflagellates show in the second part of the series (from '94) a general trend of decrease with concentrations below average of two orders of size, with the bloom limited in space and in time. In fact the occurrence of Dinoflagellates becomes remarkable from Spring to Autumn.

Bibliografia

ARMSTRONG F.A.J., STERNS C.R., STRICKLAND J.D.H. (1967) – The measurement of upwelling and seubsequent biological processes by means of the Technicon Auto Analyzer and associated equipment. *Deep-Sea Res.*, **14**: 381-389.

FEDERAL WATER POLLUTION CONTROL ADMINISTRATION (1969) - Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes. November 1969.

GRASSHOFF K. (1969) - Technicon International Congress, June.

HARRIS G.P. (1986) – *Phytoplankton Ecology structure, function and fluctuation*. Chapman and Hall. London, New York: 384 pp.

KOROLEFF F. (1983) - Simultaneous oxidation of nitrogen and phosphorus compounds by persulfate. In: Grasshoff K. Eberhardt M. Kremling K. (eds), *Methods of Seawater Analysis*. 2nd Ed, Verlag Chemie, Weinheimer D 1983: 168-169.

MARGALEF R. (1963) - Succession in marine populations. In: Vira R. (ed), *Advancing Frontiers of Plant Sciences 2.* Institute for Advanced Science Culture, New Delhi, India: 137-188.

MONTI M. (2001) - Dinoflagellati eterotrofi: il loro ruolo in ambiente marino. *Biol. Mar. Medit.*, **9** (1): 312-331.

POMPEI M., GHETTI A., MILANDRI A., MAZZIOTTI C. (1998) – Fioriture microalgali ed evoluzione dei principali popolamenti fitoplanctonici nelle acque costiere emiliano-romagnole del 1982 al 1994. Atti del Convegno *"Evoluzione dello stato trofico in Adriatico: analisi di interventi attuati e future linee di intervento",* Marina di Ravenna, 28-29 settembre, 1995: 51-60.

REGIONE EMILIA-ROMAGNA - Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna, Rapporti annuali 1982-2003. A cura di: *Arpa Struttura Oceanografica Daphne. Pubbl. Assessorato Agricoltura, Ambiente e Sviluppo Sostenibile, Bologna*.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1965) – Ascorbic Acid Method. In: Clesceri L., Greenberg A.E., Eaton A. (eds), *Standard Methods for the Examination of water and Wastewater*. 20th Ed.: 4-156.

UTHERMÖHL H. (1958) - Zur Vervolkommung der qualitativen Phytoplankton-Metodik. *Mitt. Int. Ver.Theor. Angew. Limnol.*, **9**: 1-38.

VOLLENWEIDER R.A., RINALDI A., MONTANARI G. (1992) - Eutrophication, structure and dynamics of a marine coastal system: results of ten years monitoring along the Emilia-Romagna coast (Northwest Adriatic Sea). In: Marine Coastal Eutrophication. *J. Science of the Total Environment*, Elsevier, 1992 (Suppl.): 63-106.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 114-123

C. Munari, R. Rossi, M. Mistri

Dipartimento di Biologia, Sezione di Biologia Evolutiva, Università di Ferrara,
Via L. Borsari, 46 - 44100 Ferrara, Italia.
msm@unife.it

IL MACROBENTHOS DELLE VALLI DI COMACCHIO: ANALISI DI SERIE TEMPORALI E IPOTESI SULLA RESISTENZA DELLA COMUNITÀ

MACROBENTHOS IN THE VALLI DI COMACCHIO: LONG TERM TRENDS AND COMMUNITY RESISTANCE HYPOTHESIS

Abstract

Long-term trends in macrobenthic communities of the Valli di Comacchio were examinated at four sampling sites located along a putative confinement gradient. Temporal trends of parameters characterizing macrobenthic community structure were analysed using data collected from 1996 to 2004. The positive trends in the abundance of opportunistic species observed at all the four study sites indicated the persistence of stressful conditions. Redundancy was assessed through multivariate analyses. At each site and considering the whole habitat (i.e. avereging counts from the four sites), only one subset of species matching the community pattern exhibited by the complete data-set was obtained. From our data, the Valli have undergone to deteriorating conditions and, assuming that redundancy reflects the resistance to change of community functioning, the macrobenthic comunities exhibited a quite poor resistance to further environmental impacts.

Key-words: *lagoons, macrobenthos, community composition, multivariate analysis, Adriatic sea.*

Introduzione

Le Valli di Comacchio rappresentano il più vasto sistema lagunare del Delta del Po. Nel corso degli ultimi 30 anni questo ecosistema è stato sottoposto ad un pesante impatto antropico, andando incontro ad un deterioramento delle condizioni ambientali, dovuto in particolare ad un incremento dell'eutrofizzazione (Sorokin *et al*., 1996). Dal 1996 le Valli sono sottoposte ad un programma di monitoraggio volto alla valutazione della qualità ambientale del sistema, mediante l'analisi della struttura delle comunità macrobentoniche e delle sue variazioni nel lungo periodo. L'interpretazione ecologica dei dati si basa sulla relazione tra struttura di comunità e livello di disturbo dove, ad un miglioramento delle condizioni ambientali dovrebbe corrispondere un incremento di alcuni parametri quali, diversità, ricchezza specifica e biomassa macrobentonica (Pearson e Rosenberg, 1978). Al contrario al deteriorarsi delle condizioni si registrano incrementi nell'abbondanza degli organismi opportunisti (Dauer, 1983; Gray *et al.*, 2002). Un ulteriore indicatore di qualità ambientale utilizzato in questo studio è la ridondanza strutturale delle comunità macrobentoniche. Il concetto di ridondanza nella composizione delle comunità implica che molte specie sono intercambiabili senza che il pattern di comunità ne venga modificato. Inoltre, se tali specie sono anche equivalenti funzionali, il livello di ridondanza esprimerà in un certo senso la capacità di resilienza della comunità (Chapin *et al.*, 1995). La presenza di un elevato numero di specie all'interno di ciascun gruppo trofico implica infatti un elevato potenziale di compensazione che è fondamentale per il mantenimento nel lungo

periodo di processi ecosistemici e comunitari (Frost *et al.*, 1995).

L'analisi della complementarità è stata svolta al fine di valutare se all'interno delle Valli le comunità presentino ancora una certa ridondanza o se, l'elevato disturbo ambientale ne abbia ridotto il complemento di specie al punto che ciascuna specie svolga ormai un ruolo non intercambiabile nella strutturazione tassonomica e funzionale delle comunità.

Materiali e metodi

Le Valli di Comacchio costituiscono un complesso lagunare semichiuso di circa 100 km^2, separato dal mare dal cordone litoraneo di Spina, ampio circa 2,5 km, e caratterizzato da lunghi tempi di residenza dell'acqua (115 giorni) e da una profondità media di 1 m. Al fine di valutare le variazioni nel lungo periodo della comunità macrobentonica delle Valli e la sua capacità di risposta ad eventuali cambiamenti del sistema e ad ulteriori fenomeni di disturbo, l'analisi è stata condotta su una serie temporale (con cadenza trimestrale a partire dall'inverno 1996 al novembre 2004) di dati di abbondanza macrobentonica proveniente da 4 stazioni, localizzate lungo un gradiente di confinamento e rappresentative di differenti condizioni ecologiche (Mistri *et al.*, 2000). Le stazioni M4 e P2 sono localizzate nella parte nord delle Valli (st M4: soggetta a periodici ingressi di acqua marina e salmastra; st P2: confinata in un'area a ridotta vivificazione in Valle Fossa di Porto). Le stazioni M5 e M6 sono situate in Valle Magnavacca (st M6: area centrale a scarsissimo ricambio idrico; st M5: area più a sud, interessata da periodici ingressi di acqua dolce provenienti dal fiume Reno).

Tab. 1 - Coefficienti di regressione (b), significatività (p) e valori dell'F di Fisher degli andamenti temporali dei parametri di comunità: percentuale di opportunisti, ricchezza specifica (d) e diversità di Shannon-Wiener (H').

Regression coefficients (b), significancy (p), and F (Fisher's) values for trends of the community measures: percentage of opportunistic species, species richness (d), and Shannon-Wiener's diversity (H'), over the time.

		% Opportunisti	d	H'
P2	b	0,72	-0,58	-0,52
	p	0,00	0,00	0,00
	F	27,21	14,05	10,53
M4	b	0,55	-0,01	0,02
	p	0,00	0,95	0,92
	F	12,41	0,00	0,11
M5	b	0,49	-0,32	-0,38
	p	0,01	0,09	0,04
	F	8,70	3,09	4,60
M6	b	0,56	-0,04	-0,12
	p	0,00	0,85	0,52
	F	13,04	0,04	0,42

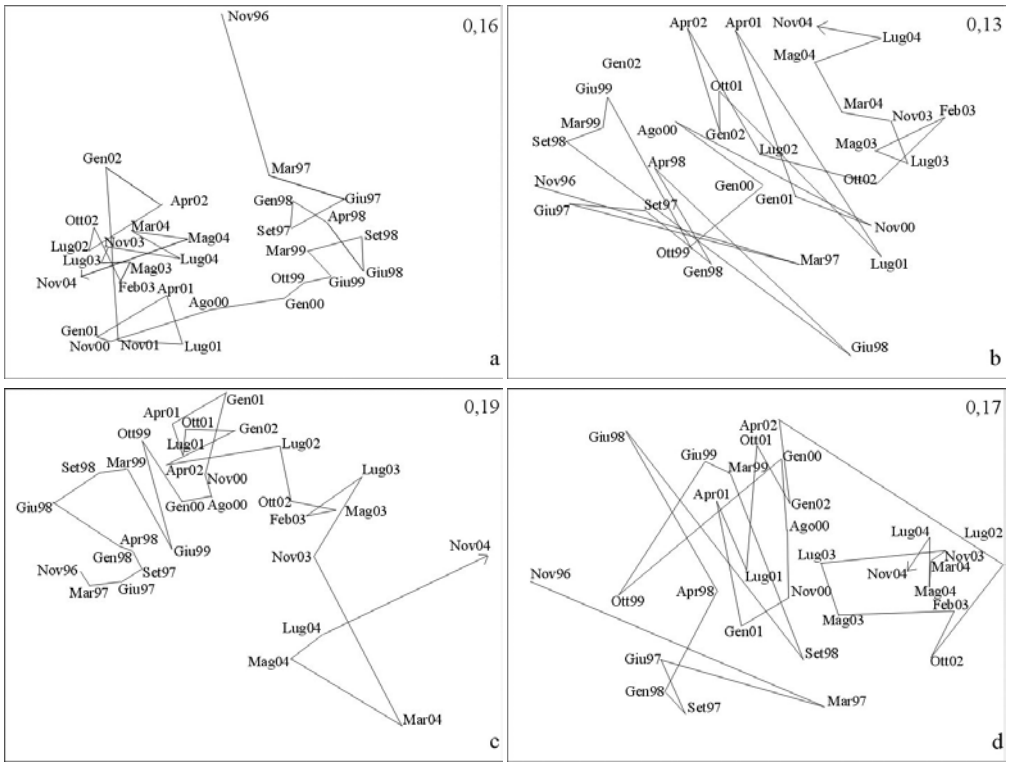


Fig. 1 - Ordinamento mediante MDS dell'intero set di dati di ciascun sito di campionamento: a) st. P2, b) st. M4, c) st. M5, d) st. M6. Il valore di stress è riportato in alto a destra.

MDS plots from the complete data set at each sampling station: a) st. P2, b) st. M4, c) st. M5, d) st. M6. On each plot, the MDS stress value on the upper right corner is reported.

In ciascun sito e in ciascun periodo di campionamento il materiale è stato prelevato in tre repliche, utilizzando una benna Van Veen (area di prelievo 0,027 m^2) e setacciato con maglia da 0,5 mm. Il materiale trattenuto è stato dunque fissato in soluzione di formalina all'8% e colorato mediante Rosa Bengala, per facilitarne l'identificazione.

In questo studio la struttura della comunità macrobentonica è stata studiata a livello locale, considerando separatamente ciascuna stazione, e a livello globale, mediando i valori delle matrici di abbondanza. In ciascuna stazione la comunità è stata descritta analizzando l'andamento temporale di tre parametri: l'indice ricchezza specifica di Margalef (d), l'indice di diversità di Shannon-Wiener (H') e l'abbondanza percentuale di organismi opportunisti (Capitellidae, Cirratulidae, Spionidae e Oligochaeta). L'eventuale significatività degli andamenti osservati è stata testata mediante ANOVA sulla regressione.

La ridondanza strutturale delle comunità è stata studiata a livello locale e dell'intera Valle applicando una routine iterativa (BVSTEP, PRIMER; Clarke e Warwick,

1994). La procedura estrae da ciascuna matrice analizzata vari sottoinsiemi di specie, il cui numero fornisce un'indicazione della ridondanza strutturale della comunità. La composizione tassonomica e funzionale dei subset consente infine di formulare alcune considerazioni sulla ridondanza funzionale della comunità.

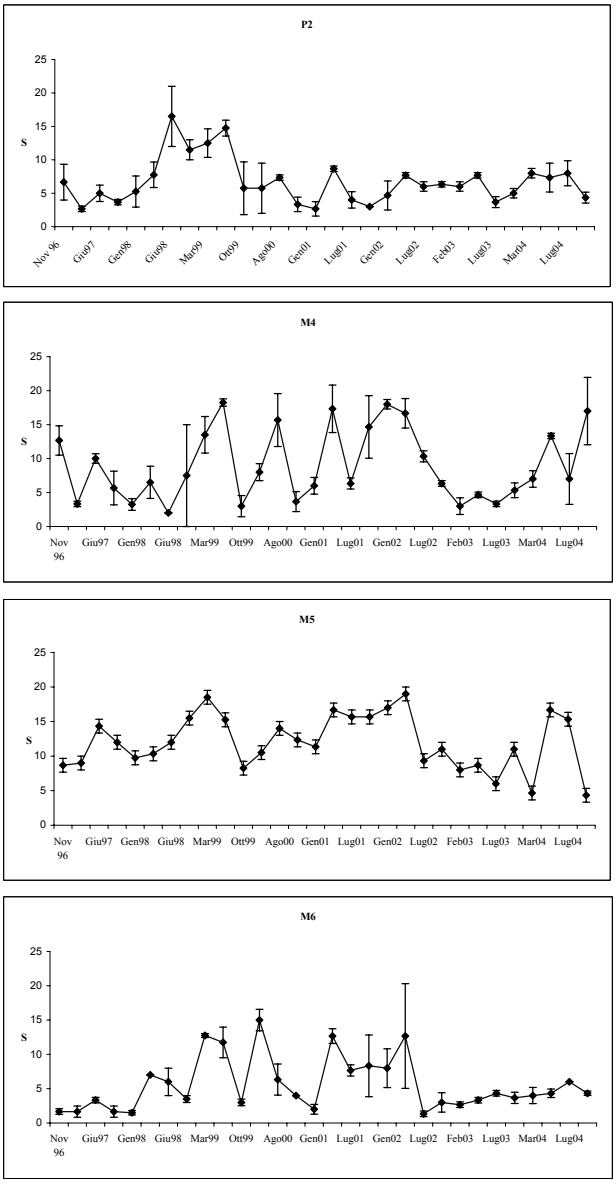


Fig. 2 - Andamento temporale del numero medio di taxa (S) ed errore standard, dal novembre 1996 al novembre 2004, nei quattro siti di campionamento P2, M4, M5 e M6.

Temporal trend of mean species number (S) and standard error, from November 1996 to November 2004, at the four sampling sites P2, M4, M5 and M6.

Tab. 2 - Lista delle specie appartenenti all'unico subset estratto a livello di ciascun sito di campionamento e a livello dell'intera Valle (Global) dalla procedura di analisi BVSTEP (rho = coefficiente per ranghi di Spearman; sp. = numero di specie estratte).

Species list of the subset from local (each sampling station) and global BVSTEP peeling procedure analyses (rho = Spearman's rank coefficient; sp. = species number).

P2	M4	M5	M6	Global
Subset 1 rho= 0,952 sp. = 15	Subset 1 rho = 0,951 sp. = 14	Subset 1 rho = 0,952 sp. = 19	Subset 1 rho = 0,954 sp. = 11	Subset 1 rho = 0,951 sp. = 17
Chironomus salinarius *Heteromastus filiformis* *Capitella* cfr. *capitata* Oligochaeta *Armandia cirrhosa* *Cirriformia tentaculata* *Neanthes succinea* *Polycirrus* sp. *Streblospio shrubsolii* Nereididae sp. Syllidae sp. *Corophium insidiosum* *Gammarus aequicauda* *Cerastoderma glaucum* *Hydroides dianthus*	*Heteromastus filiformis* *Capitella* cfr. *capitata* *Armandia cirrhosa* Oligochaeta *Streblospio shrubsolii* *Polydora cilata* *Neanthes succinea* Cirratulidae sp. *Corophium insidiosum* *Corophium orientale* *Microdeutopus gryllotalpa* *Hydroides dianthus* Nemertea *Phyllodoce lineata*	*Heteromastus filiformis* *Capitella* cfr. *capitata* *Hydrobia ventrosa* *Polydora cilata* *Cirriformia tentaculata* *Neanthes succinea* Nereididae sp. Syllidae sp. *Streblospio shrubsolii* *Polycirrus* sp. Cirratulidae sp. *Microdeutopus gryllotalpa* *Melita palmata* *Cerastoderma glaucum* *Hydroides dianthus* Hesionidae sp. Nemertea Turbellaria *Phyllodoce lineata*	*Heteromastus filiformis* *Capitella* cfr. *capitata* Oligochaeta *Chironomus salinarius* *Hydrobia ventrosa* *Neanthes succinea* *Streblospio shrubsolii* *Corophium insidiosum* *Cerastoderma glaucum* *Ficopomatus enigmaticus* *Phyllodoce lineata*	*Capitella* cfr. *capitata* *Armandia cirrhosa* *Gibbula* sp. *Hydrobia ventrosa* *Polydora cilata* *Cirriformia tentaculata* *Streblospio shrubsolii* *Polycirrus* sp. *Ampelisca diadema* *Corophium insidiosum* *Corophium orientale* *Cerastoderma glaucum* *Musculista senhousia* *Hydroides dianthus* Tanaidacea *Sphaeroma serratum* Nemertea

Risultati

In Tab. 1 sono riportati i coefficienti di regressione degli andamenti temporali degli indici strutturali di comunità considerati, con la rispettiva significatività, per le 4 stazioni delle Valli. Tutti i parametri analizzati evidenziano durante gli 8 anni di monitoraggio ampie oscillazioni, che riflettono molto probabilmente l'elevato livello di disturbo a cui le comunità sono soggette. Tali andamenti sono particolarmente evidenti nelle stazioni M4 e M6, dove tuttavia la struttura di comunità sembra essersi mantenuta sostanzialmente stabile nel lungo periodo. Nelle stazioni P2 e M5 si osserva una progressiva riduzione di d e H' (st P2, d: $p<0,001$ e H': $p<0,01$; st M5, H': $p<0,05$). In tutte le stazioni si registra un incremento significativo della abbondanza percentuale di opportunisti (P2: $p<0,0001$, M4, M5 e M6: $p<0,01$). I pattern di ordinamento mediante MDS (Fig. 1) evidenziano una traiettoria temporale molto complessa nelle stazioni M4 ed M6 con ampie fluttuazioni tra i punti. Nella st P2 i punti sono ravvicinati, ma si osserva comunque una distinzione in due periodi: prima del 2000 e dopo il 2000. La stazione M5 mostra un pattern temporale più lineare e solo nel 2004 i punti campione sono maggiormente distanziati. In Fig. 2 è riportato l'andamento temporale, dal 1996 al 2004, del numero di taxa rinvenuti nei 4 siti di campionamento. Per ciascuna stazione, la procedura di analisi della ridondanza ha estratto un unico subset di specie il cui pattern riflette quello dell'intera comunità (Tab. 2). Anche a livello dell'intera Valle è stata estratta un'unica unità di risposta, costituita da 17 taxa (Tab. 2). A livello locale i subset sono costituiti da 19 specie nella M5, 14 nella

M4, 15 nella P2 e solo 11 nella M6. La procedura iterativa è dunque stata applicata a livello locale riducendo progressivamente il periodo di analisi a 4, 3, 2 ed infine 1 anno. Nel 2001-2004 nella st M5 l'analisi ha fornito 2 unità di risposta, rispettivamente di 11 (rho=0,953) e 13 taxa (rho=0,951), che soddisfano il criterio metodologico adottato.

Riducendo il range temporale considerato a 3, 2 ed infine 1 anno, il numero di subset estratti a livello di ciascun sito aumenta progressivamente, sino ad ottenere un numero estremamente elevato di subset anche in stazioni confinate come P2 ed M6. Si osserva tuttavia anche una progressiva riduzione della composizione specifica di ciascun subset, che risulta pertanto costituito da un ridottissimo numero di specie.

Conclusioni

L'analisi complessiva evidenzia un progressivo deterioramento delle condizioni generali delle Valli di Comacchio.

L'ipotesi sottesa a questa analisi è che ambienti lagunari caratterizzati da elevata instabilità ambientale presentino una ridotta diversità macrobentonica e comunità dominate da organismi opportunisti (Grassle e Grassle, 1974). È noto infatti che gli organismi opportunisti sono i primi a colonizzare un'area dopo un evento di disturbo e a dare inizio ad una successione di specie che dai primi colonizzatori conduce ad una comunità maggiormente diversificata e funzionalmente strutturata. Tale successione può essere influenzata da molteplici fattori, in particolar modo dalla frequenza e dall'entità con cui avvengono fenomeni di disturbo. Fattori locali di varia natura intensità e frequenza, tra cui variazioni di salinità e temperatura, determinano marcate fluttuazioni nella composizione tassonomica e nell'abbondanza relativa delle specie in ciascuna stazione. Sembra tuttavia che un ruolo di primaria importanza nella regolazione della struttura di comunità sia attribuibile all'azione di vivificazione (Mistri *et al.*, 2000), particolarmente ridotta in alcune aree da un confinamento strutturale (secche, dossi emersi, ecc.). Nonostante gli elevati valori di stress, dipendenti dall'elevato numero di punti-campione considerati, la rappresentazione mediante MDS risulta attendibile (Clarke e Warwick, 1994) e particolarmente esplicativa delle variazioni strutturali delle comunità dei 4 siti, osservate anche nell'andamento temporale degli indici. I dati suggeriscono un progressivo deterioramento delle condizioni ambientali, particolarmente marcato nella stazione P2, nella quale era già evidente un impoverimento della comunità nel 2001 (Munari *et al.*, 2003). A partire dal 2000, modificazioni del regime idraulico della parte settentrionale delle Valli hanno infatti provocato una sempre maggiore segregazione di quest'area dal flusso mareale. Tuttavia, anche la comunità nella stazione M5, sostanzialmente stabile sino al 2002, pur mantenendosi maggiormente diversificata rispetto agli altri siti, registra una progressiva destrutturazione. La presenza di eventi di disturbo in questa stazione è evidente anche nello scattering dei punti-comunità nel 2004 ottenuti nella rappresentazione di comunità mediante MDS.

Le comunità delle Valli sono caratterizzate prevalentemente da detritivori. L'incremento di organismi opportunisti appartenenti a questo gruppo trofico, osservato in tutte le stazioni dal 1996 al 2004, conferma la relativa instabilità delle varie aree delle Valli. Le st. M4 ed M6, entrambe caratterizzate da marcate fluttuazioni nella struttura della comunità si sono mantenute complessivamente

stabili nel lungo periodo senza evidenziare riduzioni marcate nella ricchezza specifica e nella diversità macrobentonica. Dall'analisi dei parametri di comunità si evince pertanto che nelle Valli vari fattori di tipo ambientale e disturbo antropico agiscono sinergicamente provocando periodiche riduzioni non selettive dei popolamenti bentonici, comportando un depauperamento della comunità macrobentonica e riportando ad una fase di precoce colonizzazione. Va tuttavia considerato che in ambienti imprevedibili e soggetti a molteplici fattori di disturbo, come quelli lagunari, i fenomeni di ricolonizzazione procedono per continue progressioni e regressioni dall'esito incerto (Mistri, 2002). Pertanto le Valli paiono essere soggette a dinamiche tuttora difficilmente prevedibili. In particolare all'interno delle Valli si è drammaticamente ridotta la presenza di crostacei, con la sola eccezione della st. M5, e permangono solo alcuni anfipodi quali *Corophium insidiosum*.

Un progressivo peggioramento della condizione ecologica e del depauperamento delle comunità macrobentoniche delle Valli è comunque evidente nell'analisi della ridondanza. Analisi condotte solo qualche anno fa, all'interno delle Valli evidenziavano una maggior ridondanza strutturale a livello globale, con due unità di risposta estratte (Mistri *et al.*, 2001; Munari *et al.*, 2005). Sia a livello locale che a livello globale le Valli presentano una ridondanza strutturale estremamente ridotta, rispetto ad altri ambienti (Gray *et al.,* 1988; Clarke e Warwick, 1998). Il pattern di comunità è infatti dettato da poche specie, rappresentate in un'unica unità di risposta. Non è tuttavia chiaro se queste specie siano le conducenti della comunità (*sensu* Walker, 1992); certamente per presenza ed abbondanza hanno caratterizzato le traiettorie nel tempo delle comunità, ma potrebbero essere state esse stesse condizionate da altri fattori forzanti. L'importanza di tali specie non chiave non va comunque sottovalutata in quanto il ruolo funzionale di ciascuna specie dipende dal contesto spaziale e temporale: specie criptiche possono svolgere ruoli diversi in tempi diversi, in rapporto al contesto ambientale ed alla risposta delle specie con cui interagiscono, e possono addirittura condizionare l'evoluzione delle varie componenti di una comunità.

Ipotesi sulla resistenza della comunità non possono prescindere da considerazioni sulla ridondanza funzionale delle comunità, derivabili dall'osservazione dei subset di specie estratti in ciascuna stazione. Caratteristiche quali il numero di specie e l'ampiezza funzionale, espressa dai taxa presenti in un habitat, possono essere considerati come un'assicurazione contro grandi cambiamenti dovuti a fenomeni di disturbo o modificazioni ambientali (Chapin *et al.*, 1995). La ridondanza funzionale consente infatti il mantenimento a livelli costanti dei processi ecosistemici, nonostante eventi di disturbo determinino variazioni nei popolamenti che regolano tali processi (Frost *et al.,* 1995).

All'interno delle Valli, nonostante la ridotta ridondanza strutturale, tutti i gruppi trofici sono presenti e rappresentati da più taxa: detritivori di superficie, costituiti principalmente da *Polydora ciliata* e *Neanthes succinea* (Gambi e Giangrande, 1985), limivori, quali *Heteromastus filiformis* e Oligochaeta (Gambi e Giangrande, 1985), erbivori, principalmente *Melita palmata* e *Microdeutopus grillotalpa* (Scipione, 1989), sospensivori, quali *Hydroides dianthus* e *Cerastoderma glaucum* (Bianchi e Morri 1985; Russo *et al.,* 1985), predatori, principalmente Actiniaria e Nemertea, (Gambi e Giangrande, 1985; Gambi *et al.,* 1992). Tra i siti sono comunque evidenti marcate differenze sia nel numero di taxa che caratterizza il pattern di comunità, sia nella composizione trofica della comunità stessa. In particolare, dall'analisi delle unità di risposta, le comunità con maggior diver-

sificazione funzionale sono la M4 e M5. Inoltre, il ridotto numero di taxa che caratterizza il pattern di comunità nei siti P2 e M6, evidenzia la minor resistenza e capacità tampone delle aree a ridotta vivificazione.

A causa della ridotta ridondanza strutturale è ipotizzabile che un evento di disturbo estremo possa ridurre il complemento di specie e d'individui dell'intera comunità, con profonde implicazioni sul funzionamento dei processi comunitari dell'intero sistema. Al contrario la ridondanza funzionale, relativamente più ampia, osservata a livello globale, sembra suggerire che un eventuale fattore di disturbo che vada a colpire una specifica componente di un determinato gruppo trofico, possa essere tamponato da meccanismi di compensazione interni al gruppo stesso. Alcuni taxa o gruppi funzionali (ad esempio gli erbivori) sembrano essere esclusi dai singoli siti da eventi di disturbo puntiforme o situazioni microambientali particolari, ma sono comunque presenti in altre aree all'interno delle Valli, favorendo a livello globale una maggior capacità di compensazione. Secondo l'assunto che la ridondanza rifletta la capacità di resistenza ai cambiamenti nella comunità (Lawton e Brown, 1993) è possibile ipotizzare una capacità tampone delle comunità in risposta ad eventi che vadano a depauperare i membri di un gruppo trofico. Complessivamente l'impoverimento delle comunità delle Valli è imputabile ad un ulteriore deterioramento delle condizioni ecologiche avvenuto negli ultimi tre anni di analisi.

La valutazione della ridondanza strutturale condotta a livello locale su breve scala temporale fornisce riposte quanto mai equivoche. Considerando il periodo 2001-2004 nella st. M5 vengono estratte 2 unità di risposta, evidenziando una maggior resistenza a fattori di disturbo. Tuttavia, riducendo progressivamente il periodo temporale considerato a 3, 2 ed infine 1 anno, il numero di subset estratti in ciascun sito aumenta in maniera inattesa, fino a suggerire un'elevata ridondanza e ridotta vulnerabilità anche in comunità estremamente depauperate. L'indicazione ecologica estratta dall'analisi della ridondanza sembra dunque estremamente sensibile al range temporale indagato e pertanto affidabile solo dopo un'analisi di lungo periodo. Per ottenere un'indicazione affidabile della capacità di resistenza di una comunità sembra siano necessari almeno 4 anni di campionamento. Negli ambienti di transizione quali le Valli di Comacchio, infatti, le matrici di abbondanza sono generalmente costituite da un basso numero di specie, e tale paucità, se non supportata da un pregresso di raccolta dati di buona dimensione, cioè su scala temporale sufficientemente ampia, induce la routine di calcolo ad estrarre subset successivi costituiti da poche specie estratte del tutto casualmente dal pool iniziale (Clarke e Warwick, 1998). L'utilizzo di range temporali inferiori risulta pertanto un mero esercizio di calcolo.

Summary

In this paper, structural community measures and multivariate analysis were performed to asses community structure of the benthic assemblages inhabiting the Valli di Comacchio, an eutrophic lagoon in the northern Adriatic Sea. The data set consisted of species abundance from samples collected at four subtidal stations (P2, M4, M5 and M6, along a confinement gradient) approximately quarterly from November 1996 to November 2004. The negative slope in trends of species richness and Shannon's diversity observed at two stations (P2 and M5), as the negative slope in the proportion of opportunistic species found at all the stations, indicated a decrease of community structural complexity. It is suggested that the increase in abundance of detritivorous opportunistic species, as well as the decrease of community parameters, is probably driven by the frequency of physical disturbance that resets the "successional

clock" of the benthic communities of the Valli. Structural redundancy was investigated, through multivariate analyses and a forward selection backward elimination algorithm, at local (at each station) and global level (averaging abundances from the 4 sites). The procedure selects the smallest subset for which the Spearman rank correlation with sample similarity matrix for the full species set exceeds a predeterminated value (set at rho=0.95). Having found the first species subset, in order to investigate whether there were further subsets of species which replicate the full community pattern, the species constituting the first subset were excluded and the algorithm rerun for the reduced species matrix against the full data set. Both at local and global level the peeling procedure gave only one unit response which attained the rho>0.95 criterion. These subsets were constituted by 15, 14, 19, 11 species at St.s P2, M4, M5, M6, respectively. Structural redundancy seems to be low, and the community pattern was dictated by few species, even if each of the response units encompassed quite a large functional spread. This functional redundancy can be regarded as an insurance against changes in ecosystem or community processes that affect a particular guild. Nevertheless, since redundancy reflects the resistance to change of community functioning, the Valli appears to be low-resistant to wide disturbance and ecosystems changes. Disturbance seems to have progressively reduced the species complement and the resilience of the Valli.

Bibliografia

BIANCHI C.N, MORRI C. (1985) – I Policheti come descrittori della struttura trofica degli ecosistemi marini. *Oebalia,* **11**: 203-214.

CHAPIN F.S., LUBCHENCO J., REYNOLDS H.L. (1995) - Biodiversity effects on patterns and processes of communities and ecosystems. In: *Global biodiversity assessment*. Cambridge University Press, Cambridge: 289-301.

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) - Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *Natural Environment Research Council, UK*: 144 pp.

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1998) - Quantifying structural redundancy in ecological communities. *Oecologia*, **113**: 278-289.

DAUER D.M. (1983) - Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic structure. *Mar. Poll. Bull.*, **26**: 249-257.

FROST T.M., CARPENTER S.R., IVES F., KRATZ T.K. (1995) - Species compensation and complementarity in ecosystem function. In: Jones C.G., Lawton J.H. (eds), *Linking Species and Ecosystems*. Chapman & Hall, New York: 224-239.

GAMBI M.C., GIANGRADE A. (1985) – Caratterizzazione e distribuzione delle categorie trofiche dei Policheti nei fondi mobili del Golfo di Salerno. *Oebalia,* **11**: 223-240.

GAMBI M.C., LORENTI M., RUSSO G.F., SCIPIONE M.B., ZUPO V. (1992) – Depth and seasonal distribution of some groups of the vagile fauna of the *Posidonia oceanica* leaf stratum: structure and trophic analyses. *PSZN I: Marine Ecology,* **13**: 17-39.

GRASSLE J.F., GRASSLE J.P. (1974) - Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychetes. *J. Mar. Res.*, **32**: 253-284.

GRAY J.S., WU R.S., ORR Y.Y. (2002) - Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **238**: 249-279.

GRAY J.S, ASCHAN M., CARR M., CLARKE K.R., GREEEN R.H., PEARSON T.H., ROSENBERG R., WARWICK R.M. (1988) - Analyses of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **66**: 285-299.

LAWTON J.H., BROWN V.K. (1993) - Redundancy in ecosystems. In: Schulze E.D., Mooney H.A. (eds), *Biodiversity and ecosystem function.* Springer-Verlag, Berlin: 255-270.

MISTRI M., FANO E.A., ROSSI G., CASELLI K., ROSSI R. (2000) - Variability in macrobenthos communities in the Valli di Comacchio, Northern Italy, a hypereutrophized lagoonal ecosystem. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **51** (5): 599-611.

MISTRI M., FANO E.A., ROSSI R. (2001) - Redundancy of macrobenthos from lagoonal habitats in the Adriatic Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **215**: 289-296.

MISTRI M. (2002) – Persistence of benthic communities: a case study from the Valli di Comacchio, a Northern Adriatic lagoonal ecosystem (Italy). *ICES J. Mar. Sci*, **59**: 314-322.

MUNARI C., MODUGNO S., GHION F., CASTALDELLI G., FANO E.A., ROSSI R., MISTRI M. (2003) - Recovery of the macrobenthic community in the Valli di Comacchio, northern Adriatic Sea. *Oceanol. Acta*, **26** (1): 67-75.

MUNARI C., ROSSI R., MISTRI M. (2005) - Long-term trends and redundancy in the macrobenthos of the Valli di Comacchio (northern Adriatic Sea). *Hydrobiol.*, in press

PEARSON T.H., ROSENBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev*., **16**: 229-311.

RUSSO G.F., FRESI E., SCARDI M. (1985) – Il popolamento a molluschi dei fondi mobili del Golfo di Salerno: analisi strutturale in rapporto al trofismo. *Oebalia,* **11**: 339-348.

SCIPIONE M.B. (1989) - Comportamento trofico dei Crostacei Antipodi in alcuni sistemi bentonici costieri. *Oebalia,* **15**: 339-348.

SOROKIN YU., SOROKIN P., GNES A. (1996) - Structure and functioning of the anthropogenically transformed Comacchio lagoonal ecosystem (Ferrara, Italy). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **133**: 57-71.

WALKER B.H. (1992) - Biodiversity and ecological redundancy. *Conserv. Biol.*, **6**: 18-23.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 124-131

L. Nicoletti, P. La Valle, L. Lattanzi, G.D. Ardizzone*

Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica applicata al Mare (ICRAM),
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
l.nicoletti@icram.org
*Dip. Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Roma "La Sapienza", Roma, Italia.

IL POPOLAMENTO ZOOBENTONICO DEI LAGHI PONTINI: 1983-2000

ZOOBENTHIC COMMUNITY IN LATIUM COASTAL LAGOONS: 1983-2000

Abstract

Benthic community in three coastal lagoons of Central Italy (Fogliano, Monaci, Caprolace) was investigated in 2000. Sampling were carried out in different periods in 2000 and data were compared with the ones obtained in a similar study in 1983 to supply useful informations to the management.

Key-words*: benthic community, coastal lagoons, ecology, Mediterranean Sea.*

Introduzione

I laghi costieri pontini fanno parte del Parco Nazionale del Circeo e rientrano dal 1978 tra le zone umide di interesse internazionale citate nella convenzione firmata a Ramsar nel 1971. La loro origine risale al Quaternario, quando un cordone di dune litorali li separò dal mare creando una serie di lagune costiere denominate laghi pontini. Attualmente il mare è l'unica fonte di ricambio, gli apporti di acqua dolce tramite affluenti sono molto ridotti. Da studi effettuati negli anni 1982-1984, riguardanti diversi aspetti abiotici e biologici dei laghi pontini (Ardizzone *et al*., 1982-1984), era stata evidenziata l'importanza delle comunità zoobentoniche che, grazie alla loro funzione di "memoria ambientale", dovuta specialmente alla loro rigida collocazione e alla maggior durata del ciclo biologico, potevano fornire risultati interessanti per l'interpretazione delle caratteristiche ambientali (Ardizzone, 1988). In questo lavoro vengono analizzati i popolamenti bentonici presenti nel 2000 nei laghi pontini di Fogliano, Monaci e Caprolace per evidenziarne le caratteristiche ecologiche. Inoltre, i dati del 2000 vengono confrontati con quelli del 1983 (Gravina e Giangrande, 1983-84, Gravina *et al.,* 1988, 1989; Ardizzone *et al.,* 1991) al fine di fornire informazioni utili alla gestione.

Materiali e metodi

I laghi di Fogliano, Monaci e Caprolace sono situati lungo la costa del Lazio meridionale, a nord del promontorio del Circeo (Fig. 1). Il lago di Fogliano è il più settentrionale ed il più esteso (412 ha) dei laghi pontini. La sua profondità media è di 1 metro. Il lago di Monaci confina con quello di Fogliano, è il meno esteso (95 ha) ed ha una profondità media di 0,8 m. Il lago di Caprolace, il più meridionale, ha una superficie di 230 ha e una profondità media di 1,3 m. I laghi sono poli-iperalini e presentano valori di salinità che oscillano nelle diverse stagioni tra 25 e 44‰. A Fogliano e Monaci è presente una densa prate-

ria di *Ruppia spiralis*; a Caprolace la vegetazione assume un carattere tipicamente marino e comprende ampie praterie di *Cymodocea nodosa* (assente negli altri due laghi), mista a *Zostera noltii* e *Caulerpa prolifera.*

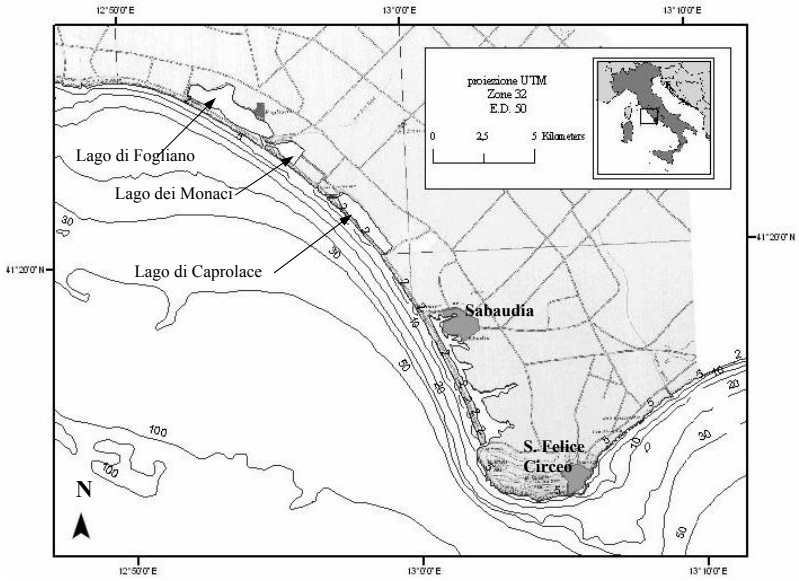


Fig. 1 - Area di studio.
Study area.

A Fogliano il benthos è stato campionato in 8 stazioni (F1, F2, F3, F4, F5, F6, F7, F8), a Monaci in 3 (M1, M2, M3) e in 6 a Caprolace (C1, C2, C3, C4, C5, C6). I campionamenti sono stati eseguiti nel 2000 in diverse stagioni, inverno (i), primavera (p), estate (e) e autunno (a), con una benna Van Veen: in ogni stazione sono state effettuate 2 repliche, per un totale di 0,1 m^2 di superficie campionata. Il materiale è stato setacciato con un retino a maglia di 1 mm e fissato in formalina al 4% neutralizzata. In laboratorio è stato eseguito il sorting; gli organismi, appartenenti ai principali taxa rinvenuti, sono stati determinati, quando possibile, fino al livello di specie. Piano di campionamento, metodi e tempistica sono le stesse adottate nello studio analogo svolto nel 1983 (Ardizzone *et al*., 1982-1984).

Sono stati calcolati gli indici di Margalef (d), Pielou (J') e Shannon (H') per ogni stazione dei tre laghi nei diversi mesi di campionamento.

Per descrivere le relazioni di similitudine tra i diversi laghi, nei diversi mesi di campionamento e nei due periodi di studio, è stata eseguita la Cluster Analysis (Complete Linkage) e l'MDS (MultiDimensional Scaling) (indice di Bray-Curtis) utilizzando una matrice basata sulle abbondanze medie delle specie presenti in ogni lago nei diversi periodi di campionamento.

Risultati

Nella Tab. 1 è riportata la lista delle specie rinvenute nei diversi laghi. A Fogliano, nel 2000, sono stati rinvenuti in totale 12.681 organismi appartenenti

Tab. 1 - Lista delle specie rinvenute nei diversi laghi nel 2000. F = Fogliano, M = Monaci, C = Caprolace.

List of the species collected in the coastal lagoons in 2000. F = Fogliano, M = Monaci, C = Caprolace.

			Phoronidea	F			*Lumbrineris funchalensis* (Kinberg, 1865)
F	M	C	*Phoronis psammophila* Cori, 1889	F		C	*Lumbrineris latreilli* (Audouin & Milne-Edwards, 1834
						C	*Miriochele heeri* Zachs, 1923
			Mollusca			C	*Owenia fusiformis* Delle Chiaje, 1841
			Gastropoda	F			*Ampharete acutifrons* (Grube, 1860)
F	M	C	*Gibbula albida* (Gmelin in Linnè, 1791)			C	*Amphitritides gracilis* (Grube, 1860)
	M		*Gibbula adriatica* (Philippi, 1844)	F	M		*Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923)
F	M		*Heleobia stagnorum* (Gmelin, 1788)	F	M	C	*Hydroides dianthus* (Verrill,1873)
F		C	*Cerithium vulgatum* (Bruguiere, 1792)	F		C	*Hydroides elegans* (Haswell, 1883)
F		C	*Nassarius reticulatus* (Linnè,1758)			C	*Pomatoceros lamarckii* (Quatrefages, 1865)
F	M		*Nassarius corniculus* (Olivi, 1792)			C	*Pomatoceros triqueter* (Linnaeus, 1767)
F	M	C	*Cyclope neritea* (Linnè, 1758)				*Protula tubularia* (Montagu, 1803)
F	M		*Haminoea hydatis* (Linnè, 1758)	F		C	*Serpula vermicularis* Linnaeus, 1767
			Bivalvia			C	*Vermiliopsis striaticeps* (Grube, 1862)
		C	*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819			C	*Janua pagenstecheri* (Quatrefages, 1865)
F	M		*Mytilaster marioni* (Locard, 1889)			C	*Simplaria pseudomilitaris* (Thiriot-Quiévreux, 1965)
F		C	*Loripes lacteus* (Linnè, 1758)			C	*Spirorbis marioni* Caullery & Mesnil, 1897
F	M	C	*Cerastoderma glaucum* (Poiret, 1789)				
		C	*Spisula subtruncata* (Da Costa, 1778)				Crustacea
F	M	C	*Abra ovata* (Philippi, 1836)	F		C	*Iphinoe serrata* Norman, 1867
F		C	*Tapes decussatus* (Linnè, 1758)	F		C	*Leptochelia savignyi* (Krøyer, 1842)
		C	*Venerupis corrugata* (Gmelin, 1791)	F	M	C	*Idotea chelipes* (Pallas, 1766)
				F	M	C	*Cymodoce spinosa* (Risso, 1816)
			Annelida Polychaeta			C	*Lembos websteri* Bate, 1857
F			*Naineris laevigata* (Grube, 1855)	F		C	*Microdeutopus bifidus* Myers, 1977
F		C	*Orbinia cuvieri* (Audouin & Milne-Edwards, 1833)	F	M	C	*Microdeutopus gryllotalpa* A. Costa, 1853
F	M	C	*Phylo foetida* (Claparède, 1870)	F	M	C	*Corophium insidiosum* Crawford, 1937
F		C	*Aonides oxycephala* (Sars, 1872)	F		C	*Dexamine spinosa* (Montagu, 1813)
F	M	C	*Malacoceros fuliginosus* (Claparède, 1868)	F	M	C	*Gammarus insensibilis* Stock, 1966
F	M	C	*Polydora ciliata* (Johnston, 1838)	F			*Ericthonius brasiliensis* (Dana, 1855)
		C	*Prionospio cirrifera* Wiren, 1883			C	*Gammarella fucicola* (Leach, 1814)
		C	*Prionospio malmgreni* Claparède, 1868			C	*Phtisica marina* Slabber, 1769
F	M	C	*Spio decoratus* Bobretzky, 1870			C	*Hippolyte leptocerus* (Heller, 1863)
		C	*Spio filicornis* (O.F. Muller, 1766)	F		C	*Hippolyte longirostris* (Czerniavsky, 1868)
		C	*Spiochaetopterus costarum* (Claparède, 1868)	F			*Palaemon elegans* Rathke, 1837
F		C	*Cirriformia tentaculata* (Montagu, 1865)	F		C	*Philocheras monacanthus* (Holthuis, 1961)
F	M	C	*Capitella capitata* (Fabricius, 1780)	F			*Clibanarius erythropus* (Latreille, 1818)
F	M	C	*Heteromastus filiformis* (Claparède, 1864)	F		C	*Liocarcinus arcuatus* (Leach, 1814)
		C	*Notomastus latericeus* Sars, 1851	F			*Liocarcinus maculatus* (Risso, 1827)
F		C	*Abarenicola claparedii* (Levinsen, 1884)				
F		C	*Armandia cirrhosa* Filippi, 1861				Echinodermata
F	M	C	*Genetyllis rubiginosa* (Saint-Joseph, 1888)			C	*Asterina gibbosa* (Pennant, 1777)
F			*Mysta picta* (Quatrefages, 1865)	F		C	*Amphipholis squamata* (Delle Chiaje, 1828)
F		C	*Glycera alba* (O.F. Muller, 1776)				
		C	*Glycera unicornis* Savigny, 1818	F	M		Chironomidae
F		C	*Glycera trydactila* Schmarda, 1861				
		C	*Kefersteinia cirrata* (Keferstein, 1862)				Tunicata
F		C	*Neanthes caudata* (Delle Chiaje, 1828)			C	*Clavelina phlegrea* Salfi, 1929
F			*Perinereis cultrifera* (Grube, 1840)			C	*Ciona intestinalis* (Linnè, 1767)
		C	*Platynereis coccinea* (Delle Chiaje, 1841)			C	*Styela plicata* (Lesueur, 1823)
F	M	C	*Platynereis dumerilii* (Audouin & Milne-Edwards, 1833)	F		C	*Botryllus schlosseri* (Pallas, 1776)
		C	*Nephthys hombergi* Savigny, 1818				

a 51 specie. Il polichete *Heteromastus filiformis* (6.412 ind.) è la specie dominante e rappresenta più del 50% dell'intera comunità bentonica del lago. Questa specie, tipicamente marina e caratteristica della biocenosi delle Sabbie Infangate

Tab. 2 - Numero di taxa (S), di individui (N), indici di Margalef (d), di Shannon (H') e di Pielou (J') nelle diverse stazioni dei tre laghi nei due periodi di studio: 1983 e 2000. F = Fogliano, M = Monaci, C = Caprolace, p = primavera, e = estate, a = autunno, i = inverno.

Number of taxa (S) and individuals (N), Margalef index (d), Shannon index (H') and Pielou index (J') in different stations of the three lagoons in 1983 and in 2000.
F = Fogliano, M = Monaci, C = Caprolace; p = spring, e = summer, a = autumn, i = winter.

	S		N		d		J'		H'			S		N		d		J'		H'	
	'83	'00	'83	'00	'83	'00	'83	'00	'83	'00		'83	'00	'83	'00	'83	'00	'83	'00	'83	'00
F1i	7	11	218	150	1.11	2.00	0.27	0.68	0.77	2.36	**M3i**	3	6	11	317	0.83	0.87	0.55	0.10	0.87	0.27
F2i	12	6	955	35	1.60	1.41	0.37	0.67	1.32	1.72	**M1p**	10	7	275	134	1.60	1.23	0.48	0.75	1.60	2.11
F3i	5	10	357	301	0.68	1.58	0.07	0.22	0.17	0.72	**M2p**	4	5	146	94	0.60	0.88	0.11	0.57	0.22	1.33
F4i	7	12	157	113	1.19	2.33	0.40	0.68	1.13	2.45	**M3p**	13	10	932	292	1.76	1.59	0.58	0.68	2.16	2.26
F5i	10	10	384	78	1.51	2.07	0.51	0.71	1.70	2.36	**M1e**	5	7	100	971	0.87	0.87	0.57	0.46	1.33	1.29
F6i	9	12	281	117	1.42	2.31	0.32	0.69	1.03	2.46	**M2e**	8	7	294	1014	1.23	0.87	0.37	0.46	1.10	1.30
F7i	5	8	178	31	0.77	2.04	0.73	0.85	1.69	2.54	**M3e**	10	10	323	560	1.56	1.42	0.59	0.52	1.97	1.74
F8i	4	17	56	51	0.75	4.07	0.63	0.87	1.27	3.55	**M1a**	4	11	19	300	1.02	1.75	0.73	0.60	1.46	2.09
F1p	5	8	44	253	1.06	1.27	0.67	0.27	1.57	0.82	**M2a**	1	13	16	356	-	2.04	-	0.55	-	2.04
F2p	8	12	72	283	1.64	1.95	0.83	0.52	2.50	1.88	**M3a**	2	14	2	380	1.44	2.19	1.00	0.66	1.00	2.52
F3p	9	10	644	460	1.24	1.47	0.38	0.43	1.22	1.42	**C1i**	4	-	24	-	0.94	-	0.37	-	0.74	-
F4p	14	12	1161	330	1.84	1.90	0.44	0.46	1.68	1.66	**C2i**	2	4	7	10	0.51	1.30	0.99	0.68	0.99	1.36
F5p	11	17	259	176	1.80	3.09	0.50	0.39	1.71	1.61	**C3i**	22	10	162	53	4.13	2.27	0.80	0.79	3.55	2.63
F6p	13	12	364	364	2.03	1.87	0.51	0.22	1.90	0.80	**C4i**	6	2	16	4	1.80	0.72	0.87	0.81	2.25	0.81
F7p	6	12	65	859	1.20	1.63	0.55	0.27	1.43	0.98	**C5i**	9	3	69	6	1.89	1.12	0.78	0.92	2.48	1.46
F8p	10	12	789	1097	1.35	1.57	0.35	0.34	1.16	1.20	**C6i**	12	17	27	259	3.34	2.88	0.96	0.39	3.46	1.58
F1e	3	18	6	468	1.12	2.76	0.92	0.34	1.46	1.42	**C1p**	15	11	554	83	2.22	2.26	0.75	0.77	2.92	2.66
F2e	4	9	29	948	0.89	1.17	0.32	0.39	0.64	1.24	**C2p**	5	14	21	193	1.31	2.47	0.54	0.62	1.25	2.37
F3e	8	9	26	469	2.15	1.30	0.79	0.41	2.37	1.29	**C3p**	12	16	114	166	2.32	2.93	0.90	0.64	3.24	2.56
F4e	7	21	78	337	1.38	3.44	0.70	0.59	1.95	2.61	**C4p**	7	18	57	240	1.48	3.10	0.59	0.62	1.65	2.60
F5e	7	18	178	369	1.16	2.88	0.57	0.55	1.60	2.30	**C5p**	13	9	683	302	1.84	1.40	0.73	0.42	2.69	1.33
F6e	4	20	10	1064	1.30	2.73	0.92	0.38	1.85	1.65	**C6p**	20	16	132	1459	3.89	2.06	0.83	0.54	3.61	2.15
F7e	7	17	44	968	1.59	2.33	0.65	0.43	1.82	1.74	**C1e**	7	13	55	84	1.50	2.71	0.74	0.77	2.08	2.86
F8e	7	15	18	188	2.08	2.67	0.69	0.72	1.94	2.80	**C2e**	5	15	24	117	1.26	2.94	0.81	0.74	1.87	2.89
F1a	7	10	63	197	1.45	1.70	0.60	0.36	1.70	1.19	**C3e**	11	19	45	144	2.63	3.62	0.81	0.74	2.81	3.14
F2a	13	15	964	122	1.75	2.91	0.51	0.81	1.87	3.17	**C4e**	11	11	32	740	2.89	1.51	0.91	0.50	3.16	1.72
F3a	13	15	520	505	1.92	2.25	0.38	0.58	1.42	2.26	**C5e**	5	18	30	314	1.18	2.96	0.76	0.54	1.77	2.26
F4a	1	10	1	96	-	1.97	-	0.73	-	2.42	**C6e**	6	12	7	119	2.57	2.30	0.98	0.79	2.52	2.83
F5a	11	13	156	104	1.98	2.58	0.74	0.80	2.58	2.95	**C1a**	10	10	117	111	1.89	1.91	0.75	0.60	2.49	2.00
F6a	5	8	16	58	1.44	1.72	0.94	0.68	2.18	2.05	**C2a**	4	13	28	93	0.90	2.65	0.84	0.73	1.67	2.69
F7a	12	10	398	146	1.84	1.81	0.59	0.70	2.10	2.32	**C3a**	8	13	36	102	1.95	2.59	0.66	0.75	1.99	2.76
F8a	7	21	26	254	1.84	3.61	0.73	0.77	2.05	3.39	**C4a**	5	11	11	39	1.67	2.73	0.85	0.89	1.97	3.08
M1i	1	12	91	114	-	2.32	-	0.77	-	2.77	**C5a**	6	11	42	176	1.34	1.93	0.84	0.72	2.18	2.48
M2i	3	2	13	2	0.78	1.44	0.92	1.00	1.46	1.00	**C6a**	6	14	12	102	2.01	2.81	0.95	0.63	2.46	2.40

di Moda Calma (SVMC) (Bianchi *et al*., 1993), si ritrova facilmente in ambienti costieri semichiusi. Tra le specie più abbondanti sono state rinvenute sia specie alolimnobie e/o opportuniste, come il mollusco *Cerastoderma glaucum*, il polichete *Capitella capitata* (Gravina *et al*., 1989) e larve di chironomidi, sia specie tipica-

mente marine, come i policheti *Neanthes caudata, Hydroides elegans* e *Lumbrineris latreilli.* Il popolamento rinvenuto a Monaci è costituito da 4.744 individui e 25 specie. Le larve di chironomidi (1.926 ind.) insieme al polichete *Polydora ciliata* (1.375) costituiscono più del 70% del popolamento. Le specie più abbondanti sono quasi tutte alolimnobiche e/o opportuniste, come i policheti *Ficopomatus enigmaticus* e *C. capitata*, i molluschi *Heleobia stagnorum*, *Abra ovata* e *C. glaucum*, il crostaceo *Corophium insidiosum* (Giangrande *et al*., 1983-84; Gravina *et al*., 1988, 1989; Morri *et al*., 1990); abbondante anche *H. filiformis,* presente principalmente nella stazione situata vicino all'uscita della pompa che immette acqua dal mare durante il periodo estivo. Il popolamento a Caprolace è costituito da 5.776 individui e 64 specie. Le specie più abbondanti sono il foronideo *Phoronis psammophila* e i policheti *H. filiformis* e *Spiochetopterus costarum*, specie tipicamente marine, e *C. capitata*, specie indicatrice di ambienti arricchiti di sostanza organica. Tra le specie dominanti risulta anche il tanaidaceo *Leptochelia savignyi*, specie marina che preferisce aree a ridotto idrodinamismo (Maggiore e Scaletta, 1985).

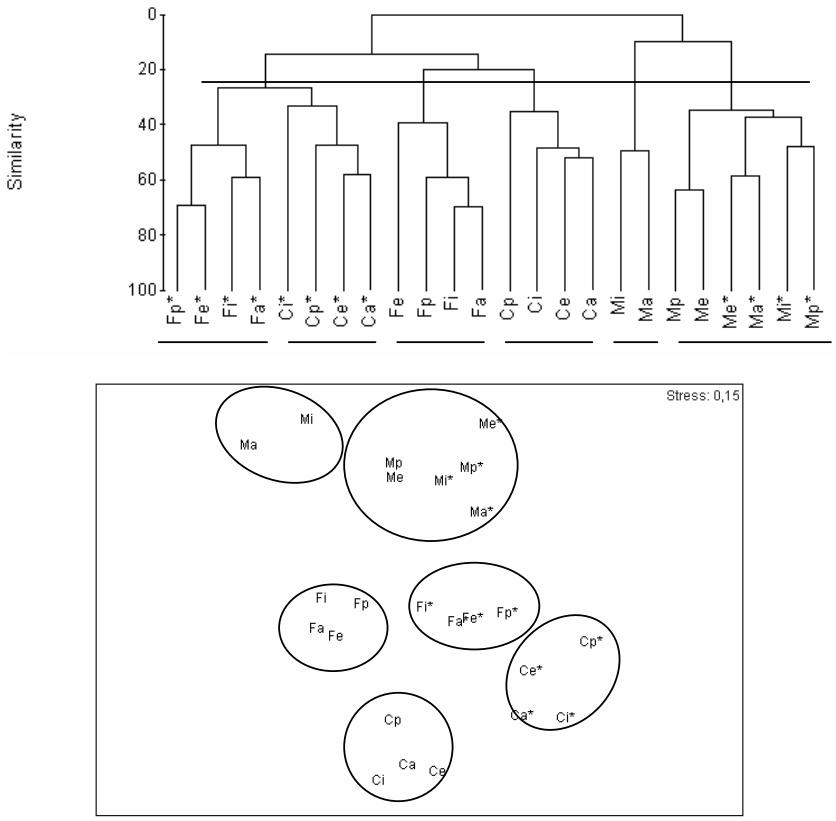


Fig. 2 - Analisi dei Clusters e MDS. F = Fogliano, M = Monaci, C = Caprolace, p = primavera, e = estate, a = autunno, i = inverno, *popolamenti del 2000.

*Cluster analysis and MDS. F = Fogliano, M = Monaci, C = Caprolace, p = spring, e = summer, a = autumn, i = winter, *populations in 2000.*

In Tab. 2 sono riportati il numero di taxa, di individui e gli indici di Margalef, di Pielou e di Shannon. A Fogliano i valori dei diversi indici sono quasi sempre maggiori nella stazione F8, situata vicino alla foce del Duca dove gli scambi con il mare sono maggiori, e generalmente sempre più elevati rispetto a quelli del 1983. A Monaci i valori più bassi si riscontrano in M2 situata al centro del lago e in generale sono leggermente più elevati rispetto al passato. A Caprolace i valori sono abbastanza omogenei sia tra le diverse stazioni sia tra i due anni di studio.

Nella Cluster Analysis e nella MDS (Fig. 2) i popolamenti bentonici dei tre laghi e dei due periodi di studio risultano separati. I popolamenti di Caprolace e Fogliano relativi al 2000 risultano più simili tra loro rispetto al passato.

Conclusioni

Nel complesso la comunità bentonica di Fogliano dopo quasi 20 anni è cambiata: le specie marine sono più abbondanti a discapito di quelle tipicamente lagunari. Il mollusco *C. glaucum*, tipico di ambienti lagunari, è presente con il maggior numero di individui nella stazione più lontana dalla foce, mentre è quasi assente nelle stazioni poste davanti alla foce dove probabilmente le acque sono più influenzate dal mare. Nella comunità bentonica presente a Fogliano nel 1983, il polichete *H. filiformis* con 9 individui non costituiva nemmeno l'1% del popolamento; la specie dominante era *Microdeutopus gryllotalpa* con 4.757 individui, specie caratteristica di ambienti lagunari e legata al ricoprimento algale (Taramelli e Pezzali, 1986; Ardizzone *et al*., 1991; Rossi *et al*., 1997) che costituiva quasi il 45% del popolamento. Inoltre, la diminuzione di oltre il 50% rispetto al passato di *C. capitata* (800 ind. nel 1983), specie indicatrice di ambienti arricchiti di sostanza organica, suggerisce in generale una leggera diminuzione della trofia del lago rispetto al passato. A Monaci le specie più abbondanti presenti nel 2000 sono, esclusi i chironomidi, diverse da quelle del passato (Gravina *et al*., 1988). Nel complesso il popolamento, pur presentando alcune differenze riguardo la composizione specifica e le abbondanze, è sempre caratterizzato principalmente da specie tipicamente lagunari. L'aumento in generale della ricchezza specifica nel 2000 evidenzia la tendenza ad un minor confinamento, probabilmente dovuto all'immissione di acqua proveniente dal mare che viene regolarmente pompata all'interno nelle stagioni primaverile ed estiva. Il popolamento del lago di Caprolace, composto nella gran parte da specie marine, presenta nel 2000 anche specie tipicamente lagunari, come *C. glaucum* (129 ind.), e specie indicatrici di arricchimento organico, come *C. capitata* (251 ind.) (Mistri e Rossi, 1999; Occhipinti Ambrogi e Sala, 2000), in passato assenti, indice di una maggior trofia.

L'aumento di specie marine a Fogliano e la comparsa di specie tipicamente lagunari a Caprolace rende i popolamenti dei due laghi più simili tra loro rispetto al passato.

Per quanto concerne il numero di taxa presente nei laghi (Tab. 1), questo risulta aumentato rispetto a circa venti anni fa, in particolare nei laghi di Fogliano e Monaci: in generale l'aumento di biodiversità è indice di una buona situazione ambientale che si sta stabilizzando. Questo, insieme alla presenza di numerose specie marine, evidenzia nei laghi di Fogliano e Monaci un maggior scambio con le acque marine rispetto al passato ma anche un diminuito apporto di acque dolci ricche di nutrienti.

Le variazioni nella composizione specifica dei popolamenti bentonici nei diversi

laghi e l'aumento di biodiversità evidenziano un miglioramento delle condizioni dei laghi dovuto in generale ad una diminuzione di trofia e ad una maggiore stabilità ecologica.

Lo stato trofico dei laghi è condizionato dall'arricchimento dei sedimenti legato alle vicende storiche dei laghi e non agli attuali apporti esterni. Il ricambio con il mare è quindi essenziale per ridurre il carico trofico e la salinità in quanto sono assenti apporti alternativi di acqua dolce utilizzabili. Lo studio delle comunità bentoniche che caratterizzano i laghi costieri e in particolare lo studio a lungo termine si rivela un buono strumento ai fini della gestione di questi ambienti.

Summary

Benthic community of three coastal lagoons of Central Italy (Fogliano, Monaci and Caprolace) was investigated in 2000. Sampling were carried out in different periods in 2000 and data were compared with the ones obtained in a similar study in 1983. Descriptive and multivariate analysis were carried out in order to explain similarity between lagoons in the different periods of study. Results show at Fogliano an increase of marine species in 2000. Monaci is characterized by brackish water species like in the past but with a different specific composition and abundance. The benthic community of Caprolace, constituted generally by marine species, in 2000 shows an increase of both brackish water species and of organic enrichment ones. Generally it is observed an increase of biodiversity in all three lagoons that highlights an improvement of the environmental situation.

Bibliografia

ARDIZZONE G.D. (1988) – Dalla conoscenza alla gestione degli ambienti lagunari. L'intervento dell'Università di Roma nei laghi costieri laziali. In: "Le lagune costiere: ricerca e gestione". In: Carrada G.C., Cicogna F., Fresi E. (eds), CLEM, Massa Lubrense (NA): 127-136.

ARDIZZONE G.D., COEN R., CORSI F., GRAVINA F., PELUSI P., SCALETTA F. (1982-1984) - Progetto Laghi Costieri. Relazione finale. Amministrazione Prov.le Latina, Università "La Sapienza", Facoltà Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali, Roma: 413 pp.

ARDIZZONE G.D., GRAVINA M.F., COEN R. (1991) – The ecology of coastal lagoons in central Italy. *Animal and Human biology*, **2**: 69-106.

BIANCHI C.N., CEPPODOMO I., GALLI C., SGORBINI S. DELL'AMICO F., MORRI C. (1993) – Benthos dei mari toscani. I: Livorno (Crociera Enea 1985). In: O. Ferretti, F. Immordino e V. Damiani (eds), *Arcipelago toscano. Studio oceanografico, sedimentologico, geochimico e biologico*. ENEA - Serie studi ambientali: 263-290.

GIANGRANDE A., GRAVINA M.F., GAMBI M.C., FRESI E., ARDIZZONE G.D. (1983-84) – Policheti di fondo mobile di aree costiere semichiuse: fattori di selezione in ambiente salmastro. *Nova Thalassia*, **6** (Suppl.): 155-163.

GRAVINA M.F., GIANGRANDE A. (1983-84) – Il popolamento a policheti dei laghi pontini (Lazio). *Nova Thalassia*, **6** (Suppl.): 315-324.

GRAVINA M.F., ARDIZZONE G.D., GIANGRANDE A. (1988) – Selecting factors in polychaete communities of central Mediterranean Coastal Lagoons. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, **73** (4): 465-476.

GRAVINA M.F., ARDIZZONE G.D., SCALETTA F., CHIMENZ C. (1989) – Descriptive analysis and classification of benthic communities in some Mediterranean Coastal Lagoons (Central Italy). *P.S.Z.N.I: Mar. Ecol.*, **10** (2): 141-166.

MAGGIORE F., SCALETTA F. (1985) – I tanaidacei dei laghi costieri laziali. *Nova Thalassia*, **7** (Suppl. 3): 421.

MISTRI M., ROSSI R. (1999) – Structure and production of the benthic macroinvertebrate community in a shallow lagoon of the Po River Delta. *Ital. J. Zool.*, **66**: 361-368.

MORRI C., CASTELLI A., DIVIACCO G., MORI M., BIANCHI C.N. (1990) – Zonazione di comunità bentiche lungo l'estuario della magra (Mar ligure orientale). *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat. Mem.*, serie B, **97**: 311-327.

OCCHIPINTI AMBROGI A., SALA I. (2000) – Il macrobenthos come indicatore di qualità dell'ambiente marino: una proposta operativa per il monitoraggio. *Atti A.I.O.L.*, **13** (2): 379-394.

ROSSI F., RIZZI L., LARDICCI C. (1997) – Struttura delle comunità bentoniche di fondo molle della laguna di Orbetello dopo estese crisi distrofiche. *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 445-448.

TARAMELLI E., PEZZALI S. (1986) – Ecologia e distribuzione dei crostacei anfipodi dei laghi costieri della provincia di Latina. *Boll. Mus. Civ. St. Nat.*, Verona, **13**: 295-318.

Lavoro finanziato dal Parco Nazionale del Circeo nell'ambito del progetto "I laghi costieri pontini e il mare dell'isola di Zannone".

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 132-140

G. Palandri, E. Beccornia, M. Relini, G. Relini

Lab. di Biologia Marina ed Ecologia Animale, Dip. per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Univ. di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
largepel@unige.it

SEDICI ANNI DI OSSERVAZIONI SUI PESCI DELLA BARRIERA ARTIFICIALE DI LOANO

SIXTEEN YEARS OF FISH CENSUSES ON THE LOANO ARTIFICIAL REEF

Abstract

From February 1989 to February 2005 at Loano artificial reef LAR, (Gulf of Genoa, NW Mediterranean Sea) 87 taxa (78 at species level) of bony fishes were recorded by visual census and fishing gears. Sixty-one taxa (56 at specie level) belonging to 21 Families were identified during 416 fish visual censuses. The number of species increases over the time. Sixteen species occurred with a frequency higher than 25% during all the period, nine higher than 50% and six higher than 75%.

Key-words*: artificial reefs, fish, visual census, Mediterranean Sea.*

Introduzione

L'incremento quali e quantitativo della presenza dei pesci nella zona di intervento è uno degli scopi della costruzione di barriere artificiali. Queste hanno un ruolo fondamentale nella protezione e diversificazione dell'habitat ed in particolare costituiscono un ambiente di substrato duro paragonabile ai fondi rocciosi naturali. Per valutare i cambiamenti è ovviamente necessario monitorare nel tempo.

Il metodo del censimento visuale da parte di qualificati operatori subacquei costituisce un monitoraggio non distruttivo della fauna ittica sempre più utilizzato nelle aree marine protette e nelle barriere artificiali anche italiane. Con questa metodica è possibile una stima delle risorse ittiche anche se, ovviamente, il contemporaneo utilizzo di dati provenienti da cattura con attrezzi da pesca consente una più precisa loro valutazione. Il monitoraggio con attrezzi da pesca, tramaglio in particolare, oltre ad essere più costoso, ha l'inconveniente che i pesci sono prelevati dall'ambiente di studio; per tali ragioni, in particolare nelle aree protette, si privilegia il monitoraggio non distruttivo.

La metodica del visual census è stata ampiamente utilizzata in Mediterraneo (Harmelin Vivien *et al*., 1985; Vacchi *et al*., 1999) e può essere adottata oggi per ottenere: stime di densità o di abbondanza, composizione in specie, composizione in taglie oltre a possibili valutazioni di biomassa e osservazioni del comportamento.

Scopo della presente nota è la descrizione dell'andamento quali-quantitativo del popolamento ittico nella barriera artificiale di Loano (LAR) durante 16 anni di osservazioni. L'attuale popolamento viene confrontato con quelli di alcune aree marine protette al fine di confermare la somiglianza con i popolamenti ittici di ambiente roccioso protetto.

Per motivi di spazio non è possibile in questa nota affrontare le problematiche delle barriere artificiali inerenti i rapporti tra tipologia, età e popolamento ittico

(in parte trattate in Relini *et al.*, 1997). Anche per le aree protette è necessario limitare la comparazione ad alcuni casi privilegiando quelli del Mediterraneo NW.

In precedenti lavori sono state fornite varie informazioni sui pesci presenti nella LAR (Relini *et al.*, 1990, 1995; Relini M. *et al.*, 1994) ai quali si rimanda per maggiori dettagli.

Materiali e metodi

Le osservazioni sono state condotte nella parte centrale della LAR, costruita nel 1986 (Relini e Orsi Relini, 1989). La parte centrale è formata da 30 piramidi disposte su un rettangolo di 200×100 m mentre tutta l'area circostante, di 350 ha, è costituita da un reticolo di 200 blocchi di 1,2 m di spigolo e 150 blocchi cubici perforati di 2 m di lato. Ciascuna piramide è costituita da 5 blocchi perforati di calcestruzzo di 2 m di lato e la distanza tra le piramidi è di 25 m circa. Per maggiori dettagli si rimanda a Relini *et al.*, 1995. Il monitoraggio della fauna ittica è iniziato nel 1989 con censimenti visuali e con attrezzi da pesca (Relini *et al.*, 1990) mentre dal 1994 sono stati eseguiti soltanto rilevamenti tramite visual census; pertanto per la LAR sono disponibili sedici anni consecutivi di censimenti visuali dal febbraio 1989 al febbraio 2005.

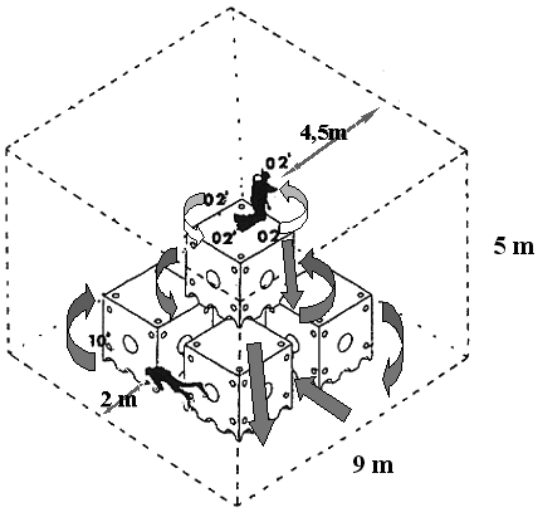


Fig. 1 - Fasi del visual census su una piramide (stazione) della barriera artificiale.
Steps of visual census on a pyramid of LAR.

Sono state scelte due piramidi, che sono state censite da due subacquei. Durante la giornata d'indagine, ciascun subacqueo ha effettuato il censimento in una singola stazione ed i dati sono stati mediati. Per ogni stazione è stato considerato un volume d'acqua di 405 m^3 (Fig. 1) contenente al suo interno 40 m^3 di barriera artificiale (1 piramide: 5 blocchi cubici di 2 m di spigolo). Nel condurre il censimento (Fig. 1) sono state distinte due fasi:

- Durante la prima fase è stata utilizzata la tecnica dei punti fissi: posato sulla sommità della piramide il subacqueo compie un primo conteggio in un settore di 90° per poi completare l'analisi nei settori adiacenti fino ad aver censito tutti i 360°. A questa operazione è stato dato un tempo massimo di 8 minuti.
- La seconda fase consiste in un percorso intorno al perimetro della piramide e attraverso una delle gallerie interne, con lo scopo di registrare anche la presenza degli animali più sedentari e criptici che possono essere sottovalutati nella prima fase del censimento visuale. Questa seconda fase della durata di 10 minuti può essere definita un transetto modificato.

I transetti infatti sono dei corridoi di lunghezza e spessore noto che il subacqueo percorre centralmente contando i pesci alla propria destra e alla propria sinistra. In questo caso il transetto ha una forma non rettilinea, ma di un quadrato diviso da un segmento (il corridoio), e presenta differenze tra i due lati destro e sinistro, l'uno con la parete della barriera e le sue cavità, l'altro costituito da una zona di circa 2 m di fondale.

I censimenti sono stati sempre condotti nella fascia oraria tra le 10:00 e le 12:00, onde evitare errori legati a fenomeni di migrazione o dispersioni giornaliere. Dal 1989 al 1998 i censimenti sono stati su base pressoché mensile, in seguito in numero di 5-6 per anno.

Complessivamente nel periodo preso in esame sono stati compiuti 416 censimenti. I dati di abbondanza sono stati raccolti in base alle seguenti classi 1, 2, 3-5, 6-10, 11-30, 31-50, 51-100. La seconda classe d'abbondanza, che in base alla progressione dovrebbe essere la "2-5", è stata divisa in due, per registrare il comportamento di coppia diffuso tra i pesci di scogliera (Harmelin *et al.*, 1985). Il calcolo delle densità è stato elaborato utilizzando le medie tra i valori di ogni gruppo. Per il calcolo della percentuale di presenza è stata prevista una scala di quattro livelli (Harmelin, 1987): classe 1° ≥75%, classe 2° = 74,9% - 50%, classe 3° = 49,9% - 25%, classe 4° ≤24.9%.

Risultati

I 16 anni di studio hanno consentito di censire mediante rilevamento visuale in immersione 61 taxa di pesci di cui 56 a livello di specie (Tab. 1), rappresentanti 21 famiglie, mentre considerando anche i prelievi con attrezzi da pesca, i taxa in totale sono 87 di cui 78 a livello di specie. Nella tabella 1 sono riportati i censimenti nella LAR il primo anno, nei primi tre, cinque, dieci e sedici anni; si può notare un incremento nel numero di taxa, con l'aumentare della durata di immersione dei manufatti, da 29 taxa a 38 a 61, pur essendo diminuita l'intensità di campionamento negli ultimi anni. Vengono riportati i taxa pescati in tre differenti anni con il tramaglio ed un anno anche con i palamiti. Nelle altre colonne della Tab. 1 sono indicati i taxa censiti con il visual census sia nella LAR, sia, per confronto, in alcune aree marine protette; 38 sono in comune con Port Cros (PC) (Harmelin, 1987), 52 con Portofino (PT) (Tunesi e Molinari, 2005), 42 con l'Asinara (A) (Tunesi *et al.,* 2001) e Maddalena (M) (Tunesi e Salvati, 2002).

Spicara flexuosa è stata tenuta specie separata da *S. maena* anche se l'attuale tendenza è di non considerarla specie valida.

La Tab. 2 fornisce le frequenze di presenza nell'arco dei sedici anni ed in singole annate, nonché la categoria ecologica e la tendenza dei taxa ad aumentare o diminuire la presenza. La Tab. 2 non riporta i taxa osservati un'unica volta nei 16 anni d'indagine.

Tab. 1 - Composizione della fauna ittica censita e/o catturata con tramagli e palamiti sulla barriera artificiale, nei 16 anni di osservazioni. Confronto con quella caratteristica di alcune aree marine protette del Mediterraneo nord occidentale, per le quali sono riportate solo le specie in comune con LAR.

Fin fish species observed and/or caught by trammel net and long lines in the LAR during sixteen years investigations. Comparison with fin fishes recorded in some Marine Protected Area in the NW Mediterranean (only common species).

	Censimento visivo					Catture	V+T+L	PC	PT	A	M
Specie	**1989**	**89-1991**	**89-1993**	**89-1998**	**89-2005**	**1989-1993**	**1989-2005**				
Anthias anthias (Linnaeus, 1758)			+	+	+		+		+	+	+
Apogon imberbis (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	•	+	+	+	+	+
Arnoglossus laterna (Walbaum, 1792)						•	+				
Arnoglossus sp.						(•)	(+)				
Arnoglossus thori Kyle, 1913						•	+				
Balistes carolinensis (Gmelin) 1789					+		+				
Blennius ocellaris Linnaeus, 1758				+	+		+				
Blennius sp.		(+)	(+)	(+)	(+)		(+)				
Boops boops (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	•	+	+	+	+	+
Bothus podas (Delaroche, 1809)						•	+		+		
Buglossidium luteum (Risso, 1810)						•	+				
Chromis chromis (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	•	+	+	+	+	+
Conger conger (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	○	+	+	+	+	+
Coris julis (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	•	+	+	+	+	+
Dentex dentex (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	◉	+	+	+	+	+
Dicentrarcus labrax (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	◉	+		+		
Diplodus annularis (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	•	+	+	+	+	+
Diplodus puntazzo (Cetti, 1777)	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
Diplodus sargus (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	◉	+	+	+	+	+
Diplodus vulgaris (E. Geoffroy St. Hilaire, 1817)	+	+	+	+	+	•	+	+	+	+	+
Engraulis encrasicolus (Linnaeus, 1758)			+	+	+	•	+		+	+	+
Epinephelus caninus (Valenciennes, 1834)				+	+		+				
Epinephelus marginatus (Lowe, 1834)			+	+	+		+		+	+	+
Gobius cruentatus Gmelin, 1789		+	+	+	+		+	+	+	+	+
Gobius niger Linnaeus, 1758			+	+	+		+				
Gobius sp.	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)		(+)		(+)		
Labrus bimaculatus Linnaeus, 1758		+	+	+	+		+	+	+	+	
Labrus merula Linnaeus, 1758		+	+	+	+	•	+	+	+	+	+
Labrus viridis Linnaeus, 1758			+	+	+		+	+	+	+	+
Lepidotrigla cavillone (Lacepède, 1801)						•	+				
Lithognathus mormyrus (Linnaeus, 1785)						◉	+		+	+	
Lophius piscatorius Linnaeus, 1758			+	+	+		+				
Merlucius merlucius (Linnaeus, 1758)						•	+				
Monochirus hispidus Rafinesque, 1814						•	+				
Microchirus variegatus (Donovan, 1802)						•	+				
Mugil sp.	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(•)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)
Mullus barbatus Linnaeus, 1758				+	+	◉	+		+		
Mullus surmuletus Linnaeus, 1758	+	+	+	+	+	◉	+	+	+	+	+
Muraena helena (Linnaeus, 1758)				+	+		+	+	+	+	+
Mycteroperca rubra (Bloch, 1793)	+	+	+	+	+		+				
Oblada melanura (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	•	+	+	+	+	+
Ophidion barbatum Linnaeus, 1758						•	+				
Ophidion rochei Muller, 1845						•	+				
Ophisurus serpens (Linnaeus, 1758)			+	+	+		+				
Pagellus acarne (Risso, 1826)					+	•	+		+		+
Pagellus erythrinus (Linnaeus, 1758)		+	+	+	+	•	+		+		
Pagellus sp.	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(•)	(+)				
Pagrus pagrus (Linnaeus, 1758)					+	◉	+		+		+
Parablennius gattorugine (Brunnich, 1768)				+	+		+	+	+	+	+
Parablennius incognitus (Bath, 1968)			+	+	+		+		+	+	
Parablennius rouxi Cocco, 1833	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
Parablennius sp.				(+)	(+)		(+)				
Phycis phycis (Linnaeus, 1766)			+	+	+	•	+	+	+		
Sarda sarda (Bloch, 1793)						•	+		+		
Sardinella aurita Valenciennes, 1847						•	+				
Sarpa salpa (Linnaeus, 1758)				+	+	•	+	+	+	+	+
Sciaena umbra Linnaeus, 1758	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
Scomber japponicus Houttuym, 1780						•	+				
Scophthalmus rhombus (Linnaeus, 1758)						•	+				
Scorpaena notata Rafinesque, 1810	+	+	+	+	+	◉	+	+	+	+	+
Scorpaena porcus Linnaeus, 1758	+	+	+	+	+	◉	+	+	+	+	+
Scorpaena scrofa Linnaeus, 1758	+	+	+	+	+	◉	+	+	+		
Seriola dumerili (Risso, 1810)		+	+	+	+	◉	+	+	+	+	+
Serranus cabrilla (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	•	+	+	+	+	+

	Censimento visivo					Catture	V+T+L	PC	PT	A	M
Specie	1989	89-1991	89-1993	89-1998	89-2005	1989-1993	1989-2005				
Serranus hepatus (Linnaeus, 1766)	+	+	+	+	+		+		+		+
Serranus scriba (Linnaeus, 1758)					+	◉	+	+	+	+	+
Solea vulgaris Quensel, 1806						•	+				
Sparus aurata Linnaeus, 1758			+	+	+	•	+	+	+	+	+
Sphyraena sphyraena (Linnaeus, 1758)						•	+				+
Spicara flexuosa Rafinesque, 1810		+	+	+	+	•	+			+	+
Spicara maena (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	•	+	+	+	+	+
Spicara smaris (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	•	+	+	+	+	+
Spondyliosoma cantharus (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	•	+	+	+	+	+
Symphodus cinereus (Bonnaterre, 1788)		+	+	+	+	•	+	+	+	+	+
Symphodus doderleini (Jordan), 1891				+	+		+	+	+	+	+
Symphodus mediterraneus (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	•	+	+	+	+	+
Symphodus roissali (Risso, 1810)					+		+	+	+	+	+
Symphodus tinca (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	•	+	+	+	+	+
Trachinus sp.						(◉)	(+)				
Trachurus mediterraneus (Steindachner, 1863)						•	+				
Trachurus sp.						(•)	(+)				
Trachurus trachurus (Linnaeus, 1758)						•	+				
Triglidae						(•)	(+)				
Umbrina cirrosa (Linnaeus, 1758)		+	+	+	+	◉	+				
Uranoscopus scaber Linnaeus, 1758						•	+				
Zeus faber Linnaeus, 1758						•	+				
TOTALE TAXA	**29**	**38**	**48**	**56**	**61**	**62**	**86**	**38**	**52**	**42**	**42**
TOTALE SPECIE	**26**	**34**	**44**	**51**	**56**	**56**	**77**	**37**	**50**	**41**	**41**

( ) Questo simbolo è utilizzato quando c'è solo il nome del genere.
◯ Catture con palamiti.
• Catture con tramagli.

Sedici taxa presentano una frequenza di rilevamento superiore al 25% durante tutto il periodo di censimento; nel 1989 erano 14, nel 1996 16 e nel 2005 (febbraio 2004-febbraio 2005) sono saliti a 18; nove specie superano il 50% e 6 il 75% di presenze.

Nell'anno 2004-5 le specie appartenenti alla prima classe (>75%), specie residenti, sono state 6: *Chromis chromis*, *Serranus cabrilla*, *Diplodus vulgaris*, *Scorpaena notata*, *Apogon imberbis*, *Symphodus tinca*. Quest'ultima specie risulta assente nel 1996 nonostante fosse presente già nel 1989 con alte percentuali di frequenza (75%). La scomparsa dei labridi per un certo periodo è da imputarsi ad un fenomeno di forte sedimentazione e di pascolo da parte dei ricci che ridussero in modo consistente la copertura algale presente sulla LAR. *S. tinca*, specie strettamente associata a substrati a fitta copertura algale, ridusse la sua abbondanza sino a scomparire per alcuni anni per ricomparire con la progressiva ricomparsa delle alghe.

Alcune specie che nel 2004-5 sono risultate appartenere alla seconda classe (>50% - <75%) potrebbero comunque essere considerate residenti poiché facilmente sottostimate in quanto criptiche o perché fuggono rapidamente all'arrivo del sub. Ad esempio *Diplodus annularis* e *D. sargus*, essendo pesci nectobentonici che effettuano spostamenti verticali medi e spostamenti laterali di una certa importanza, possono con una certa facilità sottrarsi alla vista del subacqueo con rapide fughe. Altre specie come *Parablennius* spp. e *Phycis phycis*, che conducono una vita di tipo criptico nascoste in piccoli anfratti, possono essere rilevate solo quando sono nelle immediate vicinanze dell'osservatore.

La 3ª classe (>25% - <50%) comprende nel 2004-2005 5 taxa: *Spondyliosoma cantharus*, *Diplodus puntazzo*, *Symphodus mediterraneus*, *Conger conger* e *Muraena helena*.

Gli anguilliformi, essendo animali criptici e notturni, possono essere considerati specie residenti, nonostante le basse percentuali di frequenza rilevate. *Spondyliosoma cantharus* visitatore periodico della barriera si distingue dai visitatori occasionali quali *D. puntazzo* e *S. mediterraneus*.

Tab. 2 - Per le specie osservate almeno due volte col *visual census* dal 1989 al 2005 vengono riportate le categorie ecologiche in colonna G; (B: bentoniche, N: necto-bentoniche, P: pelagiche), le tendenze in colonna T (+: incremento; -: decremento; o: stabile; ?: dati insufficienti) e le frequenze d'incontro (F(%) ± e.s.).

Guild (column G, B: benthic, N: nektobenthic, P: pelagic), trend (column T, +: increase; -: decrease; o: stable; ?: insufficient data) and frequencies of occurrence (F(%) ± s.e.) for the species recorded by visual census al least twice over the period February 1989 – February 2005.

Specie	G	T	1989-2005 F(%)	1989 F(%)	1996 F(%)	2005 F(%)
Chromis chromis (Linnaeus, 1758)	N	+	99,28 ± 6,66	100,00 ± 3,54	100,00 ± 18,80	100,00 ± 53,36
Serranus cabrilla (Linnaeus, 1758)	N	+	98,92 ± 0,12	95,00 ± 0,30	100,00 ± 0,48	100,00 ± 0,95
Diplodus vulgaris (E. Geoffroy St. Hilaire, 1817)	N	O	97,84 ± 0,47	100,00 ± 1,97	100,00 ± 0,95	100,00 ± 2,20
Diplodus annularis (Linnaeus, 1758)	N	O	88,85 ± 0,23	85,00 ± 0,53	75,00 ± 0,63	70,00 ± 2,04
Diplodus sargus (Linnaeus, 1758)	N	O	83,09 ± 0,28	90,00 ± 1,67	87,50 ± 0,60	50,00 ± 0,69
Scorpaena notata Rafinesque, 1810	B	+	83,09 ± 0,13	70,00 ± 0,15	100,00 ± 0,52	90,00 ± 0,52
Apogon imberbis (Linnaeus, 1758)	B	+	71,58 ± 0,31	20,00 ± 0,09	100,00 ± 1,04	80,00 ± 1,96
Spicara maena (Linnaeus, 1758)	P	?	56,11 ± 4,91	35,00 ± 6,27	75,00 ± 6,34	50,00 ± 15,29
Symphodus tinca (Linnaeus, 1758)	N	+	51,09 ± 0,16	75,00 ± 0,27	0,00 ± 0,00	100,00 ± 2,00
Oblada melanura (Linnaeus, 1758)	N	+	48,20 ± 0,52	40,00 ± 2,41	81,25 ± 1,44	20,00 ± 4,19
Mullus surmuletus Linnaeus, 1758	B	O	45,32 ± 0,15	40,00 ± 1,03	62,50 ± 0,55	50,00 ± 0,71
Parablennius rouxi Cocco, 1833	B	-	34,89 ± 0,71	50,00 ± 4,20	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Parablennius sp.	B	+	33,45 ± 0,78	0,00 ± 0,00	68,75 ± 2,13	60,00 ± 13,23
Spondyliosoma cantharus (Linnaeus, 1758)	N	-	33,45 ± 0,28	75,00 ± 1,03	12,50 ± 0,09	30,00 ± 1,37
Phycis phycis (Linnaeus, 1766)	B	+	27,70 ± 0,04	0,00 ± 0,00	62,50 ± 0,18	50,00 ± 0,31
Conger conger (Linnaeus, 1758)	B	+	27,34 ± 0,04	35,00 ± 0,11	62,50 ± 0,22	40,00 ± 0,28
Coris julis (Linnaeus, 1758)	N	+	24,46 ± 0,45	20,00 ± 1,42	6,25 ± 0,52	60,00 ± 7,06
Gobius cruentatus Gmelin, 1789	B	?	22,66 ± 0,05	35,00 ± 0,29	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Scorpaena scrofa Linnaeus, 1758	B	-	14,39 ± 0,03	0,00 ± 0,00	43,75 ± 0,23	10,00 ± 0,11
Diplodus puntazzo (Cetti, 1777)	N	O	14,03 ± 0,16	15,00 ± 0,12	6,25 ± 0,13	40,00 ± 2,07
Symphodus mediterraneus (Linnaeus, 1758)	N	+	9,71 ± 0,06	0,00 ± 0,00	6,25 ± 0,13	40,00 ± 0,35
Symphodus roissali (Risso, 1810)	N	?	7,55 ± 0,06	0,00 ± 0,00	50,00 ± 0,78	0,00 ± 0,00
Spicara smaris (Linnaeus, 1758)	P	?	7,19 ± 0,66	0,00 ± 0,00	25,00 ± 3,38	10,00 ± 8,43
Scorpaena porcus Linnaeus, 1758	B	+	6,83 ± 0,02	0,00 ± 0,00	6,25 ± 0,06	10,00 ± 0,11
Dentex dentex (Linnaeus, 1758)	N	?	6,47 ± 0,02	0,00 ± 0,00	12,50 ± 0,14	0,00 ± 0,00
Sciaena umbra Linnaeus, 1758	N	?	5,04 ± 0,04	5,00 ± 0,05	6,25 ± 0,06	20,00 ± 0,42
Muraena helena (Linnaeus, 1758)	B	+	4,68 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	40,00 ± 0,17
Labrus merula Linnaeus, 1758	N	+	3,60 ± 0,01	0,00 ± 0,00	6,25 ± 0,06	10,00 ± 0,11
Symphodus doderleini Jordan,1891	N	?	3,60 ± 0,03	0,00 ± 0,00	12,50 ± 0,09	0,00 ± 0,00
Mugil sp.	P	?	2,52 ± 0,15	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	10,00 ± 0,11
Boops boops (Linnaeus, 1758)	P	?	1,80 ± 0,24	5,00 ± 1,03	6,25 ± 3,87	0,00 ± 0,00
Engraulis encrasicolus (Linnaeus, 1758)	P	?	1,80 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	20,00 ± 0,14
Epinephelus marginatus (Lowe, 1834)	N	+	1,80 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	20,00 ± 0,22
Pagellus erythrinus (Linnaeus, 1758)	N	?	1,80 ± 0,01	0,00 ± 0,00	6,25 ± 0,06	0,00 ± 0,00
Seriola dumerili (Risso, 1810)	P	?	1,80 ± 0,13	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Labrus bimaculatus Linnaeus, 1758	N	-	1,08 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Mycteroperca rubra (Bloch, 1793)	N	-	1,08 ± 0,01	5,00 ± 0,05	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Serranus hepatus (Linnaeus, 1766)	N	?	1,08 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Parablennius gattorugine (Brunnich, 1768)	B	?	1,08 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Anthias anthias (Linnaeus, 1758)	N	-	0,72 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Dicentrarcus labrax (Linnaeus, 1758)	N	?	0,72 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Labrus viridis Linnaeus, 1758	N	O	0,72 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Pagellus acarne (Risso, 1826)	N	O	0,72 ± 0,06	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Sarpa salpa (Linnaeus, 1758)	N	?	0,72 ± 0,07	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Serranus scriba (Linnaeus, 1758)	N	?	0,72 ± 0,02	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	10,00 ± 0,21
Symphodus cinereus (Bonnaterre, 1788)	N	?	0,72 ± 0,02	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Blennius ocellaris Linnaeus, 1758	B	?	0,36 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Parablennius incognitus (Bath, 1968)	B	?	0,36 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Gobius niger Linnaeus, 1758	B	?	0,36 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Lophius piscatorius Linnaeus, 1758	B	?	0,36 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Mullus barbatus Linnaeus, 1758	B	?	0,36 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Sparus aurata Linnaeus, 1758	N	?	0,36 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Balistes carolinensis (Gmelin) 1789	N	?	0,36 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Pagrus pagrus (Linnaeus, 1758)	N	?	0,36 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Umbrina cirrosa (Linnaeus, 1758)	N	?	0,36 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00

Appartengono alla 4ª categoria (<25%), nel 2004-2005, 10 taxa, con valori che oscillano tra il 10% e il 20%. *Epinephelus marginatus* e *Sciaena umbra,* in quanto specie notoriamente rare, possono essere considerate residenti pur essendo state censite nell'ultimo anno con una frequenza del 20%; possono inoltre essere considerate specie di recente insediamento *Serranus scriba* e *Labrus merula,* mentre

Scorpena porcus e *S. scrofa*, sono visitatori occasionali. Infine *Spicara smaris*, *Oblada melanura* e *Engraulis encrasicolus* sono presenti in banchi molto mobili ed erranti influenzati da fattori stagionali e solo occasionalmente si avvicinano alle piramidi.

Non tutte le specie censite hanno mostrato i medesimi andamenti nel tempo (Tab. 2). Tra le 55 specie riportate, 15 hanno seguito un trend positivo, 6 hanno subito un decremento, 7 si sono mantenute stabili e per 27 i dati sono insufficienti per trarre conclusioni.

L'analisi delle variazioni d'abbondanza degli individui di tutte le specie (Fig. 2) ha messo in rilievo come le densità si siano mantenute costanti nell'intero periodo, con regolari picchi di abbondanza in tarda estate e autunno, periodo del reclutamento post larvale.

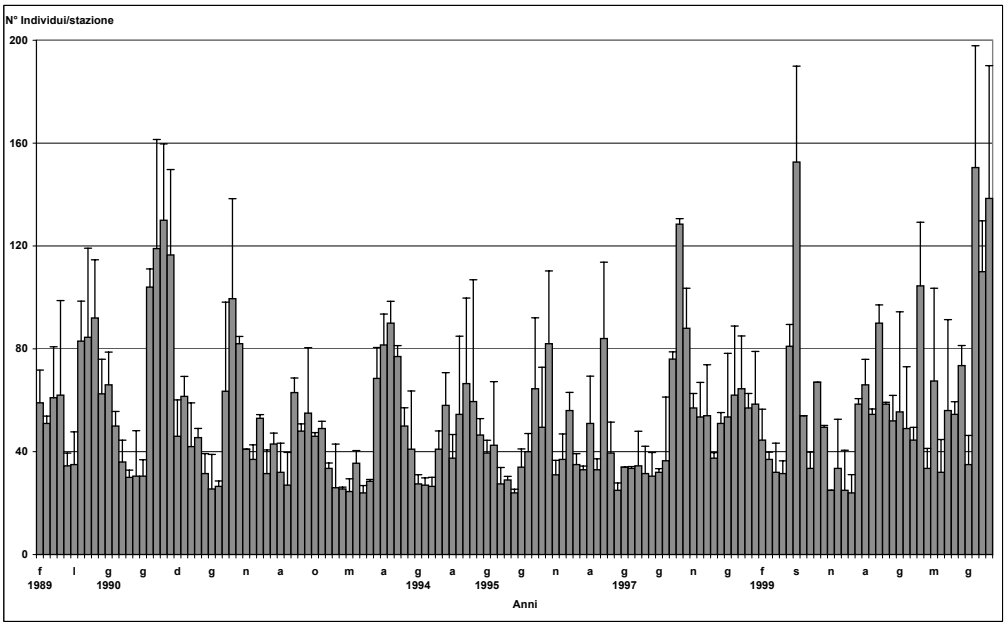


Fig. 2 - Andamento del numero d'individui (+ e. s.) di specie bentoniche/necto-bentoniche per ciascun censimento effettuato dal febbraio 1989 al febbraio 2005.
Average number of individuals (+ s.e.) of benthic/nektobenthic fish by census, from February 1989 to February 2005.

Conclusioni

Nella LAR, con il passare del tempo ed il progredire della colonizzazione bentonica è aumentato sia il numero totale delle specie presenti, sia quello delle specie residenti. In totale nell'arco di sedici anni sono stati segnalati 87 taxa di cui 78 a livello di specie, 61 taxa (56 specie) rilevati con il *visual census*.

Il popolamento ittico osservato soprattutto con quest'ultima metodica nella LAR, è riconducibile a quello presente negli ambienti rocciosi costieri del Mediterraneo nord occidentale, in particolare in aree protette. Anche se il confronto

con i censimenti nelle AMP risulta difficile per le diverse metodologie e soprattutto per l'estensione spaziale (sia orizzontale che verticale), di gran lunga più ampia nelle AMP rispetto alla LAR. A Loano sono stati trovati 52 taxa degli 85 censiti a Portofino su substrato roccioso, molti dei quali sono rappresentati da specie criptiche, rare o dei primi metri d'acqua (vedi Tunesi e Molinari, 2005). Situazione simile troviamo anche in località non liguri.

Su 58 taxa rilevati all'AMP dell'Asinara (Tunesi *et al*., 2001), 42 sono comuni; 10 dei taxa segnalati solo all'Asinara sono Blennidae, Gobidae e Tripterygidae specie criptiche più facili da rilevare se l'ambiente è più ampio; lo stesso vale per la AMP della Maddalena (Tunesi e Salvati, 2002) ove, 42 delle 60 specie sono comuni alla LAR. Ancora si può ricordare che 38 taxa dei 47 segnalati a Port Cros (Harmelin, 1987) sono comuni ai due ambienti. Da un altro studio (Ody e Harmelin, 1994), risulta che 34 taxa su 41 censiti a Port Cros sono presenti anche in LAR.

In base ai soli censimenti visuali effettuati nelle barriere artificiali italiane, francesi e spagnole risulta che la LAR ospita il maggior numero di taxa: 61 contro i 52 di Port Cros (Ody e Harmelin, 1994), 40 Golf Juan, Riviera Francese–Alpi Marittime (Charbonnel *et al*., 2002), 52 nelle quattro barriere delle Baleari, mentre il massimo in una singola barriera è stato 46 taxa per Migjorn (Moreno, 2000), 30 a Ponza (Belluscio *et al*., 1998), 17 a Fregene (Ardizzone *et al*., 1997), 15 specie a Senigallia (Adriatico, Bombace *et al*., 1997). Ovviamente questi confronti sono del tutto preliminari perché per nessuna delle barriere sopra ricordate il set di dati è relativo ad un periodo paragonabile a quello disponibile per la LAR e per le diverse metodologie utilizzate. Sarebbe molto importante l'adozione di un protocollo comune di studio al fine di consentire un confronto delle diverse barriere artificiali, anche tramite le densità e la biomassa dei pesci censiti.

Si ritiene importante continuare questa serie storica di censimenti visuali, la più lunga in Mediterraneo, per seguire l'andamento della ricchezza specifica e per disporre di elementi utili a comprendere meglio le fluttuazioni delle popolazioni delle principali specie.

Summary

In the artificial reef of Loano (LAR) immersed in summer 1986, fish population was monitored by fishing gears (mainly trammel nets) and visual census in the period from February 1989 to February 2005. The average data among the surveys on two pyramids (40 m^3 of blocks and 405 m^3 of water each) was considered.

On the whole 87 taxa, 78 at species level were recorded while, during 16 years of visual census (416 in number) 61 taxa (56 species) were identified. The number of taxa increased over the time from 29 in 1989 to 38 in the period 1989-91, 48 up to 1993, 56 up to 1998 and finally to 61 in the period 1989-2005.

A comparison between the 61 taxa recorded by visual census at LAR and those of rocky substrate of some marine protected areas revealed that 38 were in common with Port Cros (France), 52 with Portofino (Gulf of Genoa), 42 with Asinara and Maddalena (Sardinia). The number of taxa observed at LAR was higher than those recorded on other artificial reefs in the NW Mediterranean, for instance 52 at Port Cros artificial reefs, 40 at Gulf Juan, 46 in four artificial reefs in the Balearic Islands, 30 at Ponza (Latium), 17 at Fregene (Latium). However, such comparison masks the effect of differences in sampling intensity, both in time and space. It would be very useful to find an agreement among the researchers on methodology to allow the comparison of data, in particular of density and biomass (number and weight per area or, better, per volume of water). The frequency of occurrence based on visual census over the entire 16 years period indicates a nucleus of sixteen taxa that were present in more than 25% of the surveys, 9 more than 50% and 6 more than 75%. Fifty-five are taxa that were observed more than 10% of all surveys, of these 15 showed an increment over the 16 years period, while 6 showed a decrease and 7 were stable, the trend for 27 species was unclear because of limited data.

The fish population maintained a quite constant density over the entire period and during the first 10 years, when the visual censuses were made almost on a monthly basis, regular peaks of abundance in late summer and autumn, corresponding to the period of post larval recruitment were outlined.

Bibliografia

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A., SOMASCHINI A. (1997) - Fish colonisation and feeding habitus on a Mediterranean artificial habitat. In: L.E. Hawkins and S. Hutchinson with A.C. Jensen, M. Sheader, J.A. Williams (eds), The Responses of Marine Organisms to Their Environments. *Proceedings of the 30th European Marine Biological Symposium, Southampton, UK*: 265-273.

BOMBACE G., CASTRIOTA L., SPAGNOLO A. (1997) – Benthic communities on concrete and coal-ash blocks submerged in an artificial reef in the central Adriatic Sea. *Proceedings of the 30th European Marine Biological Symposium, Southampton, UK*: 281-290.

BELLUSCIO A., GENTILONI P., GRAVINA M.F., ARDIZZONE G.B. (1998) – Strategie di colonizzazione di strutture artificiali in acque oligotrofiche del medio Tirreno: fauna ittica. *Biol. Mar. Medit*., **4** (1): 327-330.

CHARBONNEL E., CHRISTOPHE S., SANDRINE R., HARMELIN J.G., JENSEN A. (2002) - Effects of increased habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES J. Mar. Sci.*, **59**: 208-213.

HARMELIN J.G. (1987) - Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de Port-Cros, France). *Mar. Ecol,.* **8** (3): 263-284.

HARMELIN-VIVIEN M., HARMELIN J.G, CHAUVET C., DUVAL C., GALZIN R., LEJEUNE P., BARNABE G., BLANC F., CHEVALIER R., DUCLERC J., LASSERRE G. (1985) - Evaluation des peuplements et populations de poisson. Méthodes et problémes. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, **40**: 467-539.

MORENO I. (2000) – Artificial Reef Programme in the Balearic Islands: Western Mediterranean Sea. In: A.C. Jensen *et al*. (eds), *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publishers: 219-233.

ODY D., HARMELIN J.G. (1994) - Influence de l'architecture et de la localisation de récifs artificiels sur leurs peuplements de poissons en Mediterranée. *Cybium*, **18** (1): 57-70.

RELINI G., ORSI-RELINI L. (1989) – The artificial reefs in the Ligurian Sea (N-W Mediterranean): aims and results. *Proc. of fourth International Conference on Artificial Habitats for Fisheries. Bull. Mar. Science*, **44** (2): 743-751.

RELINI G., RELINI M., TORCHIA G. (1990) – Fishes of the Loano artificial reef (Western Ligurian Sea). *Atti della prima riunione del gruppo del GFCM sulle barriere artificiali. FAO Fish. Rep.*, **428**: 120-127.

RELINI G., RELINI M., TORCHIA G. (1995) - La barriera artificiale di Loano. *Biol. Mar. Medit*., **2** (1): 21-64.

RELINI G., RELINI M., TORCHIA G. (1997) – Fish assemblages in the Ligurian Artificial Reefs (N-W Mediterranean). In: L.E. Hawkins & S. Hutchinson with A.C. Jensen, J.A. Williams & M. Sheader (eds), *The responses of marine organisms to their environment*: 337-343.

RELINI G., RELINI M., TORCHIA G., PALANDRI G. (2002) – Ten years of censuses of fish fauna on the Loano artificial reef. *ICES J. Mar. Sci.*, **59**: 132-137.

RELINI M., RELINI G., TORCHIA G. (1994) – Seasonal variation of fish assemblages in the Loano artificial reef (Ligurian Sea NW-Mediterranean). *Bull. Mar. Sci.*, **55** (2): 401-417.

TUNESI L., MOLINARI A. (2005) - Species richness and biogeographic outlines of the fish assemblage of the Portofino marine protected area (Ligurian Sea). *Biol. Mar. Medit*., **12** (1): 116-123.

TUNESI L., SALVATI E. (2002) - Study of the coastal icthyofauna of the archipelago of La Maddalena to support the zoning of the marine protected area. *Biol. Mar. Medit*, **9** (1): 710-713.

TUNESI L., SALVATI E., LAURIANO G., MARIANI L. (2001) - Study of the coastal fish fauna of the Asinara Island to support the zoning of the marine protected area. *Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia*, **14**: 189-198.

VACCHI M., LA MESA G., BOYER M., BEARZI P. (1999) - Fish visual census in marine protected areas. Proceedings of the international Workshop held at Ustica, Italy, 26-28 June 1997. *Il Naturalista Siciliano*, **23** (Suppl.): 1–293.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 141-148

A. Paoli, P. Del Negro*

Dipartimento di Biologia, Università di Trieste, Via L. Giorgieri, 10 - 34127 Trieste, Italia.
* Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica Sperimentale-O.G.S., Via A. Piccard, 54 - 34010 Trieste, Italia.
pdelnegro@ogs.trieste.it

ABBONDANZE BATTERICHE NELLE ACQUE DEL GOLFO DI TRIESTE DAL 1993 AL 2004

BACTERIAL ABUNDANCES IN THE GULF OF TRIESTE WATERS FROM 1993 TO 2004

Abstract

We report the long-term time series of bacterial abundances in a coastal station of the Gulf of Trieste (Northern Adriatic) from 1993 to 2004. Heterotrophic (HB) and phototrophic (PB) bacterial abundances were determined on water samples collected at 0.5, 5, 10 e 15 m depth on a monthly or fortnightly basis, by means of epifluorescence microscopy techniques, that did not vary over the period. The temporal distribution showed the occurrence of an annual cycle related with temperature patterns and typically characterised by lowest bacterial abundance in winter and highest in summer. HB abundances ranged between 5×10^6 and 8×10^9 cell l^{-1} while PB abundances ranged between 1×10^5 and 6×10^8 cell l^{-1}, with mean annual variations of 2 and more than 2 order of magnitude respectively. Both HB and PB abundance increased significantly over the study period suggesting a lowered biomass transfer from the microbial loop to the upper trophic levels.

Key-words*: bacteria, time series, Adriatic Sea.*

Introduzione

Da quando, nel 1974, Pomeroy ha rivoluzionato la classica concezione di catena trofica pelagica ed Azam e collaboratori (1983) hanno introdotto il concetto di "microbial loop", lo studio dei batteri è diventato basilare per definire i flussi di materia ed energia nell'ecosistema marino. Tali studi hanno evidenziato come ai batteri non spetti unicamente il ruolo di remineralizzatori della sostanza organica ma anche quello di regolatori della biogeochimica degli ecosistemi acquatici. In Adriatico, dove un'alterazione del ciclo biogeochimico del carbonio provoca il fenomeno delle mucillagini, i batteri sono stati molto studiati e la loro distribuzione temporale, in una stazione costiera del Golfo di Trieste, è nota a partire dal 1993. Questa lunga serie temporale, frutto di un costante monitoraggio ambientale, rappresenta uno strumento fondamentale per comprendere i meccanismi che regolano lo sviluppo della comunità batterica, in particolar modo in un ambiente di transizione, come il Golfo di Trieste, soggetto a forti attività antropiche, continui apporti terrigeni ed un elevato dinamismo nella struttura della colonna d'acqua (Malej *et al.*, 1995). Considerevoli oscillazioni da un'andamento che si ripete in maniera costante nel tempo possono rappresentare un segnale di modificazione ambientale le cui cause vanno ricercate non soltanto all'interno del popolamento, e nei suoi rapporti con l'ambiente circostante, ma possono essere dovute a variazioni climatiche a più ampia scala.

Materiali e metodi

Il Golfo di Trieste (Fig. 1) rappresenta la parte più settentrionale ed orientale del Mar Adriatico, con una superficie pari a circa 600 km^2 ed una profondità

massima di 26 m (Olivotti *et al.*, 1986). Il principale apporto di acqua dolce proviene dal fiume Isonzo, mentre i fiumi della costa sud-orientale sono a carattere torrenziale. Gli apporti continentali presentano un'elevata variabilità interannuale (Malej *et al.*, 1995) che ne influenza la salinità, i cui valori si attestano tra 32 e 38 in superficie (Fonda Umani, 1991; Celio *et al.*, 2002). La temperatura dell'acqua segue un tipico ciclo stagionale con minimi invernali, fino a 6 °C in febbraio, e massimi estivi >25 °C generalmente in luglio-agosto (Cardin e Celio, 1997). A causa della scarsa profondità del bacino, il profilo chimico-fisico della colonna d'acqua è soggetto ad un'elevata instabilità, accentuata ulteriormente dall'alternarsi di venti freddi da nord-nord est (i.e. Bora) e venti temperati da sud (i.e. Scirocco).

Da luglio 1993 a dicembre 2004 sono stati effettuati campionamenti mensili nella stazione Cl (45° 42' 03'' N, 13º 42' 36'' E), situata a 270 m dalla costa, in prossimità della Riserva Naturale Marina di Miramare (Fig. 1) e caratterizzata da una profondità media di 17 m. A partire da settembre 2002 la frequenza di campionamento è stata intensificata ed i campioni d'acqua sono stati raccolti due volte al mese sempre in superficie (0.5 m), a 5 m, 10 m ed al fondo (15 m). I campioni, raccolti con bottiglie Niskin da 5 l, sono stati trasferiti in contenitori sterili mantenuti al buio ed a 4±1 °C fino all'arrivo in laboratorio (entro 2 h).

Contemporaneamente sono stati rilevati i principali parametri idrologici utilizzando le sonde multiparametriche Idronaut Ocean Seven mod. 401 (luglio 1993 - dicembre 1997), Idronaut Ocean Seven mod. 316 (gennaio 1998 - settembre 2003) e Seabird 19plus (ottobre 2003 - dicembre 2004).

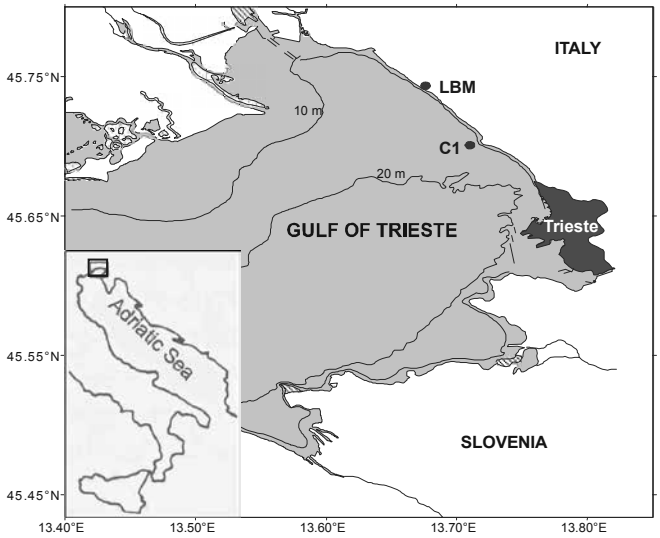


Fig. 1 - Golfo di Trieste, localizzazione della stazione C1 e del Laboratorio di Biologia Marina (LBM).
The Gulf of Trieste, sampling site (C1) and the Laboratory of Marine Biology (LBM).

Per la determinazione delle abbondanze batteriche i campioni d'acqua sono stati fissati con formaldeide (conc. finale 2%) precedentemente filtrata su filtri con

porosità pari a 0.2 µm (Acrodisc® Stringe Filter). La stima delle cellule eterotrofe è stata effettuata colorando, per 15 min, 10 ml di campione con 4'6 diamidino-2-phenylindole (DAPI, Sigma) alla concentrazione finale di 1 µg ml^{-1} (Porter e Feig, 1980). Per la determinazione delle cellule fototrofe è stata utilizzata la naturale autofluorescenza dei pigmenti fotosintetici (Waterbury *et al.*, 1979). Aliquote pari a 2-3 ml per le cellule eterotrofe e 15 ml per quelle fototrofe, sono state filtrate almeno in tre repliche su membrane di policarbonato scuro con porosità pari a 0.2 µm (Nuclepore). I filtri sono stati conservati a –20 °C fino al momento dell'analisi effettuata entro una settimana dal campionamento. I conteggi sono stati eseguiti utilizzando un microscopio ad epifluorescenza (Olympus BX 60 F5) dotato di lampada a vapori di Hg (100 Watt), con ingrandimento 1000×, operando in luce UV (BP 330-385 nm, BA 420 nm), ed in luce verde (BP 480-550 nm, BA 590 nm) rispettivamente per la stima delle cellule eterotrofe e fototrofe.

La variabilità annuale e spaziale delle abbondanze batteriche è stata stimata utilizzando il Coefficiente di Variazione (CV=dev st/media ×100). La dispersione intrannuale delle abbondanze batteriche è stata discussa mediante box plot nei quali sono indicati i valori di: mediana, I e III quartile, massimo e minimo.

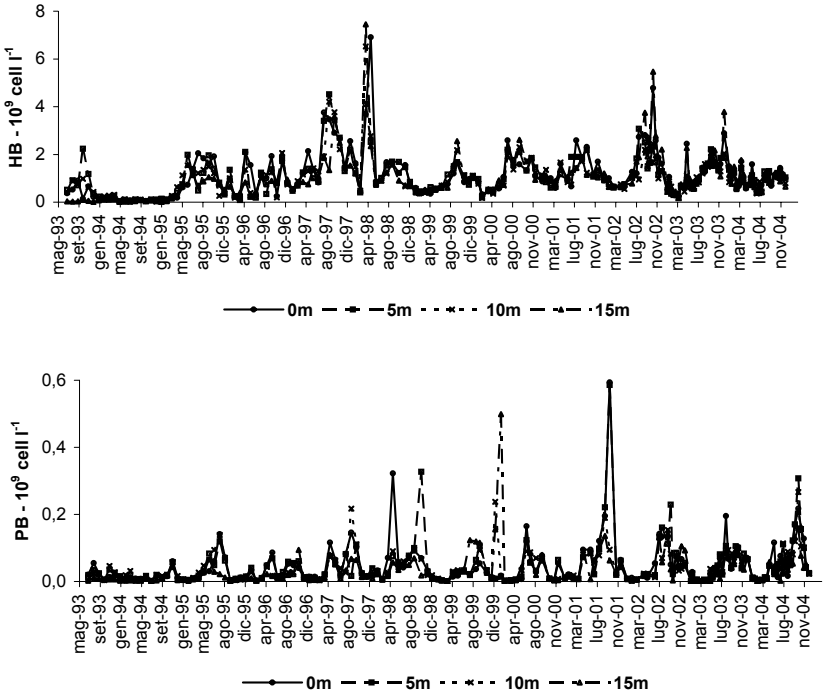


Fig. 2 - Abbondanze di batteri eterotrofi (HB) e fototrofi (PB), dal 1993 al 2004, stimate mensilmente da luglio 1993 ad agosto 2002 e due volte al mese da settembre 2002 a dicembre 2004, alle quote di 0.5, 5, 10 e 15 m. Ogni punto rappresenta la media di tre repliche con Coefficiente di Variazione <5%.

Heterotrophic (HB) and phototrophic (PB) bacterial abundance, from 1993 to 2004, estimated monthly from July 1993 to August 2002 and twice a month from September 2002 to December 2004, at 0.5, 5, 10 e 15 m depths. Each point represent the mean of triplicate with a Coefficient of Variation <5%.

Risultati

Le variazioni temporali delle abbondanze batteriche (Fig. 2) non differiscono significativamente lungo la colonna d'acqua. La variabilità tra le 4 quote di campionamento presenta CV mediamente inferiori al 26% per il popolamento eterotrofo (Heterotrophic Bacteria–HB) e inferiori al 37% per la comunità fototrofa (Phototrophic Bacteria–PB), ad eccezione di sporadici episodi con CV anche maggiori del 100% come in ottobre 1993, gennaio 1995 e giugno 1996 per HB e ottobre 1998, luglio 1999, dicembre 1999 e gennaio 2000 per PB.

Considerando i valori di abbondanza integrati lungo la colonna d'acqua risulta evidente una distribuzione stagionale sia per HB che per PB relazionabile all'andamento della temperatura dell'acqua (Fig. 3). Le abbondanze più contenute si riscontrano, infatti, sempre nei mesi più freddi (gennaio–marzo), mentre le abbondanze più elevate vengono raggiunte generalmente verso la fine dell'estate (agosto–settembre). Entrambe le componenti batteriche seguono un trend crescente dal 1993 al 2005.

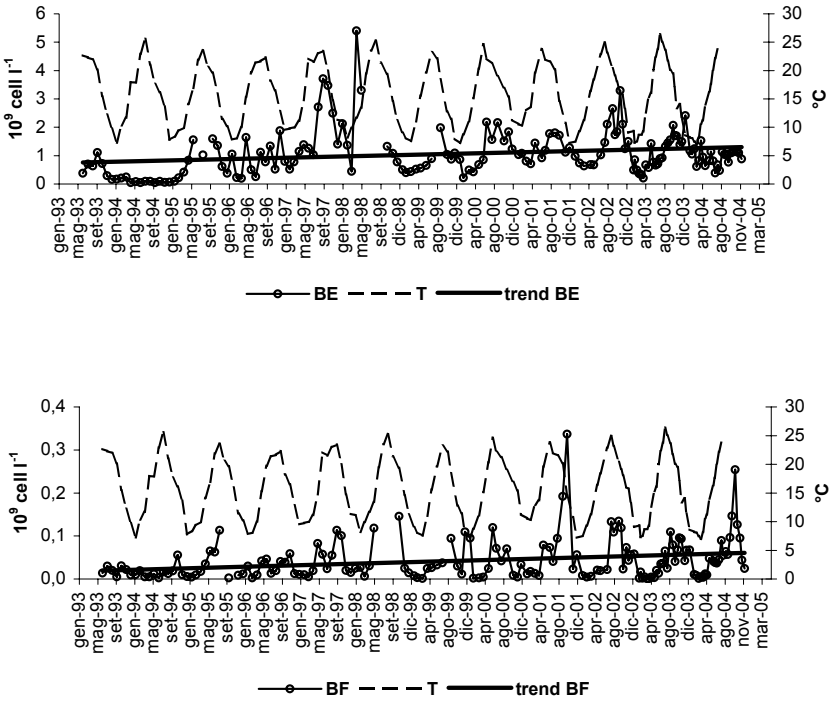


Fig. 3 - Abbondanze di batteri eterotrofi (HB) e fototrofi (PB) integrate lungo la colonna d'acqua con relativo trend e variazione annuale di temperatura, dal 1993 al 2004, stimate mensilmente da luglio 1993 ad agosto 2002 e due volte al mese da settembre 2002 a dicembre 2004.

Heterotrophic (HB) and phototrophic (PB) bacterial abundance as the integral values of 4 determination along the water column (0.5, 5, 10 e 15 m) with their trend and the annual temperature variation, from 1993 to 2004, estimated monthly from July 1993 to August 2002 and twice a month from September 2002 to December 2004.

L'abbondanza di batteri eterotrofi varia, all'interno di ciascun anno, di 1-2 ordini di grandezza (10^7 - 10^9 cell l^{-1}) con CV generalmente <100% (Tab. 1). La frazione fototrofa, invece, risulta più variabile, con abbondanze che differiscono anche di 3 ordini di grandezza (10^5 - 10^8 cell l^{-1}) e CV quasi sempre superiori a 100% (Tab. 1). Il rapporto tra il numero di cellule eterotrofe e fototrofe rimane costantemente >10.

Tab. 1 - Variabilità annuale delle abbondanze batteriche nella stazione C1 dal 1993 al 2004. Sono indicati i valori massimi (Max), minimi (Min) ed il Coefficiente di Variazione (CV) relativi ad ogni anno.

Annual variability of bacterial abundance in the C1 station from 1993 to 2004. The maximum and minimum values and the Coefficient of Variation (CV) are considered for each year.

	Batteri eterotrofi (HB)			Batteri fototrofi (PB)		
Anno	Min 10^7 cell l^{-1}	Max 10^9 cell l^{-1}	CV %	Min 10^6 cell l^{-1}	Max 10^8 cell l^{-1}	C.V. %
1993	1	2	92	3	1	73
1994	2	0.3	69	1	1	104
1995	1	2	72	2	1	125
1996	9	2	73	2	1	84
1997	48	5	65	4	2	107
1998	41	7	90	6	3	157
1999	36	3	56	1	2	139
2000	18	3	58	1	5	179
2001	60	3	37	7	6	153
2002	55	5	63	2	2	95
2003	16	4	61	0.1	2	96
2004	36	2	33	1	3	107

L'analisi dei box plot annuali (Fig. 4) evidenzia come le abbondanze batteriche presentino differenti pattern annuali ed interannuali.

Il valore mediano di HB, dopo il crollo del 1994, incrementa progressivamente fino al biennio 1997-1998, periodo in cui il popolamento raggiunge le abbondanze più elevate. Il valore massimo, 7.5×10^8 cell l^{-1}, è stato registrato, infatti, alla quota più profonda in aprile 1998. Nel 1999 si ritorna a valori più bassi e negli anni successivi le mediane risultano altalenanti. La distribuzione di PB evidenzia invece due periodi ben distinti all'interno della serie temporale: il primo, compreso tra il 1993 ed il 2000, risulta caratterizzato da una mediana annuale bassa, decentrata e sempre vicina al I quartile, mentre il secondo, compreso tra l'anno 2001 ed il 2004, presenta una mediana annuale più elevata e sempre centrata tra il I e III quartile. A partire dal 2001 sembra esserci stato un netto incremento di PB nel Golfo di Trieste, e proprio nel 2001 le abbondanze hanno raggiunto il valore massimo (59.4×10^7 cell l^{-1}) in superficie, in ottobre. Nel 1994, analogamente a quanto evidenziato per i HB, le abbondanze sono risultate estremamente contenute.

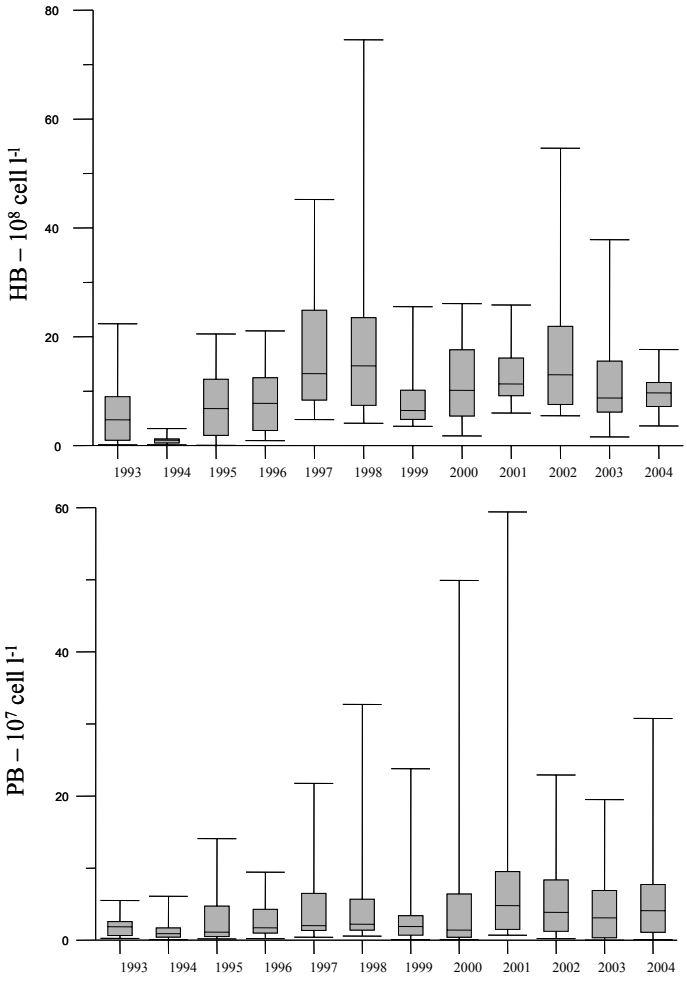


Fig. 4 - Box plots annuali delle abbondanze di batteri eterotrofi (HB) e fototrofi (PB), dal 1999 al 2004. Sono indicati i valori di: mediana (-), I (□) e III (□) quartile, massimo (·) e minimo (.).

Annual box plots of heterotrophic (HB) and phototrophic (PB) bacterial abundances, from 1999 to 2004. The median value (-), the first (□) and third (□) quartile, the maximum (·) and the minimum (.) of every year are shown.

Conclusioni

Il lungo lavoro di monitoraggio della componente batterica, eseguito dal 1993 al 2004 mantenendo invariati stazione, profondità, frequenza di campionamento e metodologie di analisi ha consentito di ottenere una lunga serie di dati confrontabili tra loro che permette la ricostruzione dello sviluppo temporale del popolamento. La semplice dispersione annuale dei dati di abbondanza batterica, con particolare riguardo per la componente eterotrofa, si è rivelata indicatrice della

presenza di mucillagini. Infatti, negli anni caratterizzati da una distribuzione piuttosto dispersa dei dati relativi al popolamento eterotrofo (Fig. 4 – come il 1997, il 2000 ed il 2002) si è verificato il fenomeno delle mucillagini nel Golfo di Trieste (Del Negro *et al.*, 2005)

Come già osservato da Paoli *et al.* (in press), il risultato più evidente, sia per la componente batterica eterotrofa che per quella fototrofa, è la presenza di un ciclo annuale con minimi e massimi in corrispondenza dei mesi più freddi e più caldi dell'anno. Questo sembra essere dovuto principalmente all'effetto della temperatura che esercita un controllo, anche se non diretto, sullo sviluppo della comunità batterica. La fotolimitazione e la bassa temperatura caratteristiche del periodo invernale inibiscono i bloom algali i quali, a loro volta, sono i principali responsabili della produzione di sostanza organica che costituisce il substrato fondamentale per la crescita batterica (Coveney e Wetzel, 1995). Allo stesso modo Gerdts *et al.* (2004), in uno studio su lunghe serie temporali, hanno riscontrato una correlazione positiva tra le abbondanze batteriche e la temperatura dell'acqua.

Nonostante la generale tendenza all'oligotrofia del sistema pelagico del Golfo di Trieste (Fonda Umani *et al.*, 2004; Paoli *et al.*, in press), il popolamento batterico segue un trend crescente di abbondanza confermando come questi organismi prediligano le acque oligotrofiche. Le piccole dimensioni conferiscono, infatti, ai batteri importanti vantaggi ecologici permettendo la riduzione del tasso di sedimentazione, rendendo più efficace l'assunzione dell'energia luminosa ed aumentando la capacità di assorbimento dei nutrienti e di assimilazione della sostanza organica disciolta (Fogg, 1995). Tali caratteristiche portano i batteri ad avere successo nella competizione con gli organismi più grandi. L'accumulo di biomassa a livello del comparto microbico, tuttavia, indica una carenza nel trasferimento di energia ai livelli trofici superiori probabilmente come conseguenza di una minore predazione da parte degli organismi di dimensioni maggiori.

Summary

We report the long-term time series of bacterial abundances in a coastal station of the Gulf of Trieste (Northern Adriatic) from 1993 to 2004. This research represents the first long-term study of microbial parameters in the Mediterranean Sea.

Heterotrophic and phototrophic bacterial abundances were determined on water samples collected at 0.5, 5, 10 e 15 m depth on a monthly or fortnightly basis, by means of epifluorescence microscopy techniques, that did not vary over the period.

The temporal distribution showed the occurrence of an annual cycle related with temperature patterns and typically characterised by lowest bacterial abundance in winter and highest in summer.

Both heterotrophic and phototrophic abundances increased significantly over the study period suggesting a lowered biomass transfer from the microbial loop to the upper trophic levels. The results support the recent findings of a general oligotrophy characterizing the pelagic system in the Gulf of Trieste.

Ringraziamenti

Gli Autori ringraziano il Dott Andrea Bussani del Laboratorio di Biologia Marina di Trieste ed il Dott Andrea Bergamasco dell'Istituto di Scienze Marine – CNR di Venezia per il supporto statistico nell'elaborazione dei dati.

Bibliografia

CARDIN V., CELIO M. (1997) - Cluster analysis as a statistical method for identification of the water bodies present in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). *Boll. Geofis. Teor. Appl.*, **38**: 119-135.

CELIO M., COMICI C., BUSSANI A. (2002) - Termohaline anomalies in the spring and early summer of 2000 in the Gulf of Trieste. *PSZN Mar. Ecol.*, **23**: 100-110.

COVENEY M.F., WETZEL R.G. (1995) - Biomass, production and specific growth rate of bacterioplankton and coupling to phytoplankton in an oligotrophic lake. *Limnol. Oceanogr.*, **40**: 1187-1200.

DEL NEGRO P., CREVATIN E., LARATO C., FERRARI C., TOTTI C., POMPEI M., GIANI M., BERTO D., FONDA UMANI S. (2005) - Mucilage microcosms. *Sci. Tot. Environ.,* **353**: 258-269.

FOGG G.E. (1995) - Some comments on picoplankton and its importance in the pelagic ecosystem. *Aquat. Microb. Ecol.*, **9**: 33-39.

FONDA UMANI S. (1991) - General features of the planktonic system in the Gulf of Trieste and their variations in the last decade. *MAP Tech. Rep. Ser.*, **47**: 82-101.

FONDA UMANI S., BERAN A., PARLATO S., VIRGILIO D., ZOLLET T., DE OLAZABAL A., LAZZARINI B., CABRINI M. (2004) - *Noctiluca scintillans* Macartney in the Northern Adriatic Sea: long-term dynamics, relationships with temperature and eutrophication, and role in the food web. *J. Plankton Res.*, **26**: 1-17.

GERDTS G., WICHELS A., DOPKE H., KLINGS K.W., GUNKEL W., SCHUTT C. (2004) - 40-year long-term study of microbial parameters near Helgoland (German Bight, North Sea): historical view and future perspectives. *Helgol. Mar. Res.*, **58**: 230-242.

MALEJ A., MOZETIC P., MALACIC V., TERZIC S., AHEL M. (1995) - Phytoplankton responses to freshwater inputs in a small semi-enclosed gulf (Gulf of Trieste, Adriatic sea). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **120**: 111-121.

OLIVOTTI R., FAGANELLI J., MALEJ A. (1986) - Impact of "organic" pollutants on coastal water- Gulf of Trieste. *Water Sci. Technol.*, **18**: 57-68.

PAOLI A., DEL NEGRO P., FONDA UMANI S. - Temporal variability in bacterioplanktonic abundance in coastal waters of the Northern Adriatic Sea. *Chem. Ecol.,* (in press).

PORTER K.G., FEIG Y.S. (1980) - The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.*, **25**: 943-948.

WATERBURY J.B., WATSON S.W., GUILLARD R.R.L., BRAND L.E. (1979) - Widespread occurrence of a unicellular, marine, planktonic cyanobacterium. *Nature,* **277**: 293-294.

I dati utilizzati provengono dalla banca dati del LBM e sono stati raccolti nell'ambito dei progetti Prisma monitoraggio (1996–1997) e Interreg Italia – Slovenia fase II e III (1998–2004).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 149-157

A. Potoschi, P. Battaglia, P. Rinelli[1], F. Perdichizzi[1], A. Manganaro, S. Greco[2]

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Sant'Agata, Messina, Italia.
antopoto@isengard.unime.it
[1]Istituto per l'Ambiente Marino Costiero – CNR, Sezione di Messina,
Spianata S. Ranieri, 86 - 98122 Messina, Italia.
[2]ICRAM, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.

VARIAZIONE DEI RENDIMENTI CON RETE A STRASCICO IN UN'AREA A PARZIALE PROTEZIONE NEL GOLFO DI PATTI (SICILIA SETTENTRIONALE) IN 20 ANNI DI MONITORAGGIO

FLUCTUATIONS IN BOTTOM TRAWL YIELDS IN THE AREA WITH PARTIAL PROTECTION IN THE GULF OF PATTI (NORTHERN SICILY) ALONG 20 YEARS OF MONITORING

Abstract

Data collected by two different Operative Units in the Gulf of Patti (Northern Sicily) through trawl-surveys carried out in the frame of various research projects, gave the opportunity for a periodic monitoring of the demersal resources in the area. The changes in catch rates along 20 years (1985-2004) have been evaluated. The hauls performed on the shelf in the Gulf of Patti, where bottom trawling has been banned since 1990, were used. The consequences of the closure of trawling activities in this area are also considered. With the exception of most cephalopods, abundance indices of commercial species after the closure were about three time higher than before.

Key-words: *demersal fishery, trawl nets, commercial fishing, northern Sicily.*

Introduzione

Il Golfo di Patti, che è compreso tra Capo Calavà e Capo Milazzo, rappresenta un'unità fisiografica di grande interesse per la pesca, in quanto, grazie all'eterogeneità dei fondali, ha sempre costituito un'area in cui le risorse alieutiche hanno determinato un attività di pesca molto varia (Arena e Bombace, 1970; Arena e Li Greci, 1973).

Nell'ultimo ventennio, dal 1985 al 2004, è stato possibile monitorare più o meno costantemente questa area, grazie all'espletamento di numerose ricerche, che si sono susseguite negli anni, ad opera di differenti Unità Operative afferenti all'Università ed al C.N.R. di Messina.

Nell'ambito del programma nazionale "Valutazione delle Risorse Demersali nei mari italiani", finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole (ex Marina Mercantile ed ex MRAAF), con i fondi previsti dalla Legge 41/82, l'unità operativa n° 8 del Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina dell'Università di Messina (dal 1985 al 1988) e successivamente dal 1990 al 2002 l'unità operativa T6 (ex T9) dell'Istituto Sperimentale Talassografico del CNR di Messina hanno svolto la propria attività nel Tirreno meridionale in un'area compresa fra Capo Suvero (Calabria) e Capo San Vito (Sicilia). Inoltre sono state effettuate ulteriori indagini nell'area dai suddetti Istituti, grazie a diversi programmi di ricerca scientifica d'Ateneo annuali e biennali, dal 1991 al 1999, e ad un progetto POR della Regione Siciliana (anni 2004-2005), svolti dall'Università di Messina.

Tali ricerche, condotte tutte attraverso campagne stagionali di pesca a strascico, erano atte a quantizzare le risorse esistenti, a studiare la biologia e la distribuzione di alcune specie ittiche, ed a fornire indici relativi alla biomassa di risorse demersali (Cavallaro *et al*., 1988; Riggio, 1988; Cefali *et al*., 1998; Rinelli *et al*., 1998; Romeo *et al.*, 2001; Greco *et al*., 2003).

A far data dal 31 maggio '90, un Decreto della Regione Sicilia vietava l'esercizio della pesca a strascico nei Golfi di Catania, Patti e Castellammare, limitatamente ai tratti di mare che delimitano zone in cui è notoria l'incidenza della pesca artigianale, al fine di sanare la tradizionale conflittualità tra gli operatori della piccola pesca e quella della pesca a strascico (Potoschi *et al*., 1995). In particolare nel Golfo di Patti l'area interdetta allo strascico è quella compresa entro la congiungente tra Capo Milazzo e Capo Calavà (Fig. 1).

La scelta dell'area d'indagine, ricadente nella parte centrale del Golfo di Patti, nella fascia batimetrica da 10 a 100 m, è stata determinata in quanto questa zona è stata annualmente monitorata, anche da diverse unità operative, eseguendo serie di cale posizionate sistematicamente sulle stesse coordinate geografiche.

I dati raccolti con i trawl-surveys durante questa relativamente lunga serie storica hanno permesso di valutare cambiamenti nell'abbondanza delle risorse demersali attualmente presenti negli ultimi 20 anni, attraverso l'analisi dell'andamento degli indici di abbondanza. L'arco di tempo considerato abbraccia pertanto il periodo precedente al decreto di chiusura del Golfo, permettendo così di valutare eventuali effetti nel tempo di questo provvedimento di tutela. Obiettivo di tale lavoro è stato anche di valutare le condizioni dei fondali attraverso l'analisi delle aliquote di scarto, sporco e rifiuto.

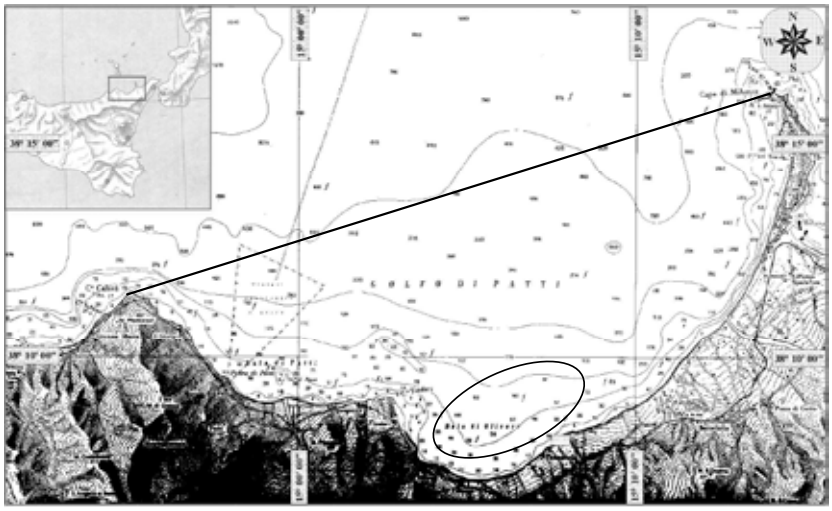


Fig. 1 - Area d'indagine nella parte centrale del Golfo di Patti.
Investigated area: central part of the Gulf of Patti.

Materiali e metodi

Nell'arco di tempo compreso tra il 1985 ed il 2004 sono state eseguite annualmente da un minimo di 4 ad un massimo di 8 cale di pesca a strascico, della

durata di un'ora, per un totale di 100, servendosi sempre del medesimo peschereccio (Papà Carmelo, MZ 1573), avente le seguenti caratteristiche: LFT=20.40 m, TSL=43.9 e KW=220, attrezzato con rete di tipo italiano di 36 mm di maglia stirata al sacco. Quindi i dati utilizzati in questo lavoro si riferiscono al succitato motopesca che è stato utilizzato sia nel GRUND che nelle varie campagne di ricerca (POR etc.) del Dipartimento. Non sono stati invece utilizzati dati MEDITS.

È stato indagato unicamente lo strato batimetrico compreso fra 10 e 100 m, allocato nella parte centrale del golfo (Fig. 1).

Il materiale proveniente da ogni cala è stato suddiviso in quattro frazioni: specie di valore commerciale, scarto (pesci, crostacei o molluschi di nullo valore commerciale o di taglia non commercializzabile), invertebrati bentonici senza valore commerciale (sporco) e rifiuti antropici. La composizione delle catture veniva espressa in peso e numero di individui.

I rendimenti ottenuti nelle singole cale (kg/h) sono stati standardizzati ed espressi come indice di abbondanza per unità di superficie (kg/km^2). Sono stati inoltre calcolati per ogni anno la deviazione standard (ds) ed il coefficiente di variazione (CV%=ds/media) degli indici d'abbondanza. È stata considerata la frazione del pescato "commerciale" comprendente le specie localmente più significative: i molluschi cefalopodi *Eledone cirrhosa, Eledone moschata, Loligo vulgaris, Octopus vulgaris, Sepia officinalis* ed i teleostei *Merluccius merluccius, Mullus barbatus, Pagellus acarne* e *Pagellus erythrinus*.

Sono stati analizzati i trend pluriennali sia per la frazione commerciale, che per le frazioni di scarto, sporco e rifiuto. Per ognuna delle specie bersaglio sono stati calcolati i rendimenti medi annuali.

Al fine di identificare possibili trend nei valori dell'indice di biomassa nel tempo è stata utilizzata l'analisi della regressione lineare.

Tab. 1 - Rendimenti commerciali medi (kg/km^2) per anno di indagine.
Mean commercial yields (Kg/Km^2) for year.

Tab. 1
Commerciale

Anno	kg/km^2	DS	CV
1985	359,5	163,91	45,59
1986	195,4	73,16	37,45
1987	184,0	75,84	41,22
1990	868,9	816,45	93,96
1991	591,3	309,92	52,41
1992	666,9	467,51	70,10
1993	941,5	518,35	55,05
1994	665,3	423,77	63,70
1995	1163,1	469,65	40,38
1996	927,6	552,06	59,52
1997	836,5	482,73	57,71
1998	498,2	322,39	64,71
1999	1061,1	580,94	54,75
2000	627,5	537,82	85,71
2001	936,1	799,07	85,36
2002	866,3	485,16	56,00
2004	876,2	510,23	58,23

I materiali di origine antropica pescati, appartenenti alla frazione dei rifiuti, sono stati ascritti alle seguenti categorie: metalli, pietra, plastica, carta, tessuto, gomma, vegetali terrestri, vetro ed altro. Le aliquote di sporco e rifiuto sono state confrontate qualitativamente e quantitativamente per gli anni 1985, 1995 e 2004.

Risultati

L'analisi del pescato in 20 anni di campionamento ha permesso di censire 120 specie, di cui 96 Teleostei, 8 Selacei, 13 Molluschi Cefalopodi, 3 Crostacei.

In Tab. 1 vengono riportati i valori medi dei rendimenti delle specie commerciali per anno di indagine. L'andamento temporale degli indici di abbondanza (Fig. 2) mostra sensibili oscillazioni annuali. Sebbene non si possa evidenziare alcun trend significativo i rendimenti mostrano comunque un aumento a partire dal 1990 mantenendosi sempre al di sopra dei 500 kg/km^2.

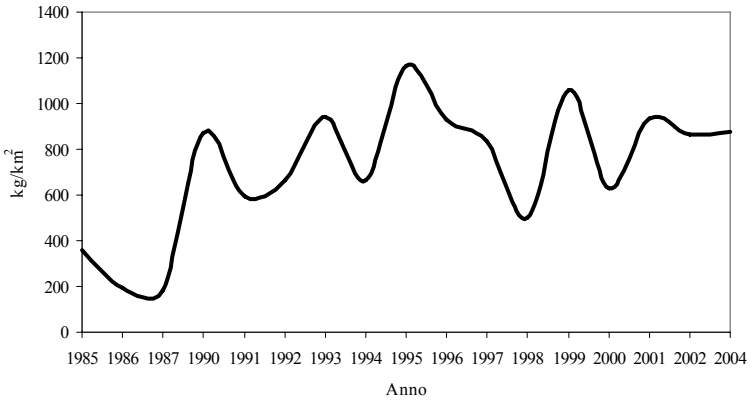


Fig. 2 - Andamento per anno dei rendimenti medi dell'aliquota del commerciale per tutte le specie prese in considerazione.
Trend of mean commercial catches for year and for all the species.

Nelle Figg. 3 e 4 si riporta l'andamento dei rendimenti medi per le specie bersaglio (rispettivamente per i teleostei ed i molluschi cefalopodi), considerate nell'arco degli ultimi 20 anni.

Per quanto riguarda *M. barbatus*, i rendimenti medi registrati nei primi anni di chiusura del Golfo (1990-97) mostrano valori decisamente più elevati di quelli osservati in precedenza. Dopo tale periodo, gli indici di biomassa, pur rmostrando valori sempre superiori a quelli osservati prima della messa in vigore del divieto, si assestano su valori decisamente inferiori (intorno ai 200 kg/km^2, non scendendo mai sotto i 112,8 kg/km^2 registrati nel 2001). I valori di abbondanza di *M. merluccius* mostrano un discreto aumento a partire dal 1993 fino al 1999, per poi tornare ai rendimenti iniziali. Le due specie di pagelli, *P. erythrinus* e *P. acarne,* dal 1992 hanno fatto rilevare aumenti (valori di abbondanza media quasi sempre al di sopra dei 150 kg/km^2 per entrambe) nei rendimenti, che persistono anche in questi ultimi anni. Dall'analisi della regressione lineare, si evince un trend temporale positivo significativo per entrambe le specie (r =0.83 e 0.75

per *P. erythrinus* e *P. acarne* rispettivamente; $p<0.05$). I rendimenti dei molluschi cefalopodi *E. moschata* ed *E. cirrhosa* dal 1993 fanno registrare un notevole calo, con la mancanza totale nelle catture in alcuni anni. I rendimenti di *O. vulgaris* mostrano notevoli oscillazioni nei valori che registrano picchi negli anni 1985, 1987, 1990, 1992 e 1993. Dal 1999 in poi le rese della specie diminuiscono notevolmente. *S. officinalis* mostra andamenti dell'indice di biomassa fluttuanti nel tempo, raggiungendo picchi elevati solo negli anni 1991 e 1993. Discorso a parte merita *L. vulgaris*, che a partire dal 1993, è sempre presente nelle catture con buoni quantitativi. Anche per il calamaro comune si osserva nel corso degli anni di studio un aumento significativo delle rese ($r = 0.63$; $p<0.05$).

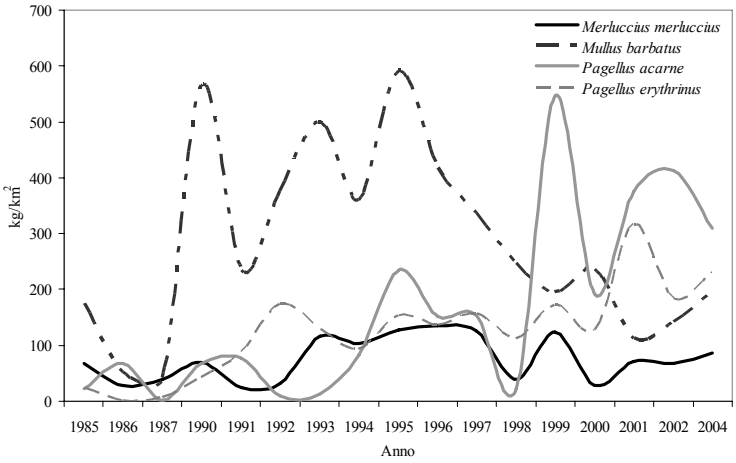


Fig. 3 - Andamento dei rendimenti medi per anno relativamente alle specie di teleostei considerate bersaglio.

Trend of mean yields for year of target teleosteans species.

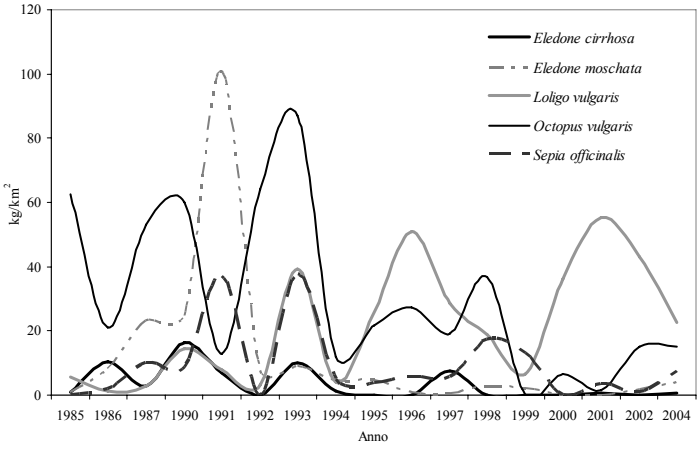


Fig. 4 - Andamento dei rendimenti medi per anno relativamente alle specie di molluschi cefalopodi considerate bersaglio.

Trend of mean yields for year of target cephalopods molluscs.

L'analisi dei valori medi di abbondanza espressi in kg/km^2 delle categorie di scarto, sporco e rifiuto nei vari anni di indagine (Tab. 2) ha fatto emergere un netto aumento delle quantità di materiali di origine antropica raccolti durante l'ultimo anno di indagine, mentre i valori dello scarto e dello sporco possono considerarsi pressoché costanti, tranne qualche piccola eccezione.

Tab. 2 - Valori medi di abbondanza (kg/km^2) per le aliquote di scarto, sporco e rifiuto per anno di indagine.
Abundance mean values (Kg/Km^2) of discard, dirty and waste for year.

	Scarto			Sporco			Rifiuto		
Anno	kg/km^2	DS	CV	kg/km^2	DS	CV	kg/km^2	DS	CV
1985	645,2	516,15	79,99	151,9	81,85	53,90	578,2	253,91	43,91
1986	515,8	220,32	42,71	160,0	109,27	68,30	550,4	265,26	48,19
1987	501,4	282,15	56,28	186,8	137,00	73,34	585,5	424,73	72,54
1990	573,4	405,03	70,63	42,0	19,60	46,71	636,4	810,35	127,34
1991	344,7	148,06	42,96	97,7	55,28	56,58	357,2	208,15	58,27
1992	329,0	275,61	83,78	144,6	111,27	76,95	718,8	594,71	82,74
1993	412,4	290,44	70,43	61,8	14,42	23,32	547,4	412,04	75,28
1994	186,9	210,49	112,60	108,8	19,22	17,67	335,8	88,90	26,48
1995	464,4	361,24	77,78	68,6	43,89	64,01	290,6	128,98	44,39
1996	946,8	780,83	82,47	68,4	41,36	60,50	213,9	83,23	38,91
1997	458,6	248,91	54,27	136,5	98,33	72,05	868,8	764,73	88,02
1998	499,0	418,45	83,86	135,0	48,48	35,92	933,9	726,86	77,83
1999	458,4	141,07	30,77	121,2	79,09	65,26	1563,2	586,20	37,50
2000	590,4	187,03	31,68	46,5	20,33	43,75	129,6	70,35	54,26
2001	530,7	233,07	43,92	62,2	22,30	35,87	178,9	133,92	74,84
2002	545,7	246,22	45,12	33,9	19,43	57,37	296,1	263,43	88,97
2004	863,6	801,85	92,85	142,3	161,58	113,54	3410,5	3909,06	114,62

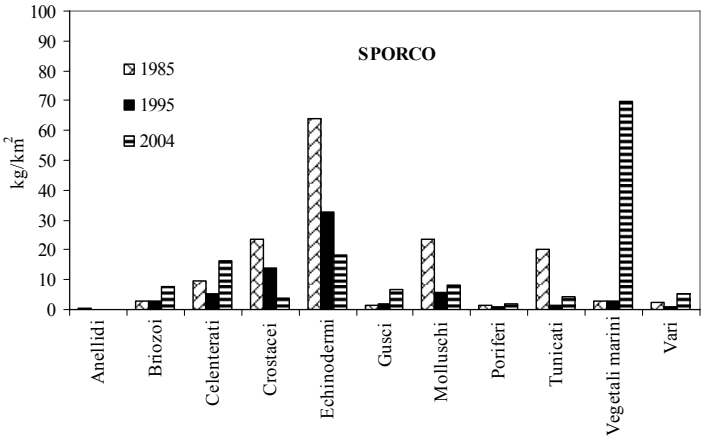


Fig. 5 - Analisi quali-quantitativa dello sporco negli anni 1985, 1995 e 2004.
Qualitative and quantitative analysis of the dirty fraction in the years 1985-1995 and 2004.

Lo studio relativo alla caratterizzazione dello sporco (Fig. 5) ha evidenziato che la macrofauna bentonica ha subito quantitativamente un decremento per quanto riguarda i taxa di Crostacei, Echinodermi, Molluschi e Tunicati, mentre Briozoi e Celenterati sono risultati più abbondanti. Gran parte dello sporco registrato nel pescato nell'ultimo anno di indagine è costituito da cospicui quantitativi di vegetali marini in stato di decomposizione (*Posidonia oceanica* ed alghe fotofile).

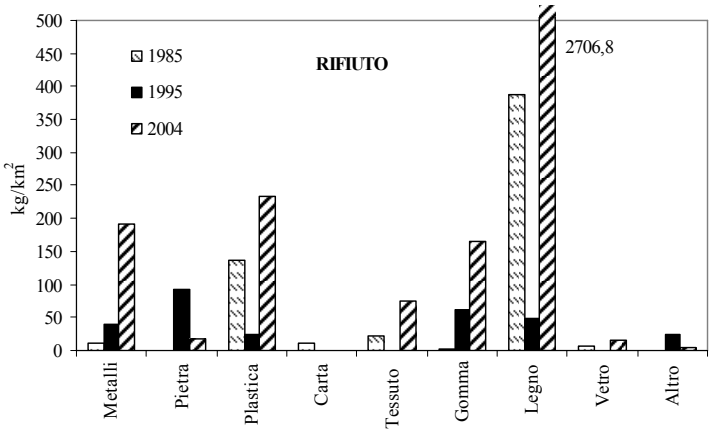


Fig. 6 - Analisi quali-quantitativa del rifiuto negli anni 1985, 1995 e 2004.
Qualitative and quantitative analysis of the waste in the years 1985-1995 and 2004.

L'analisi quali-quantitativa dei rifiuti (Fig. 6) evidenzia un progressivo aumento di quasi tutte le componenti appartenenti a questa categoria. Riteniamo che l'incremento di questi indici di abbondanza possa essere imputabile alla presenza di due torrenti nella zona indagata, che, a causa delle abbondanti piogge e dei forti venti verificatisi nel 2004, hanno contribuito a riversare in mare grosse quantità di tali materiali.

Conclusioni

I risultati presentati in questo lavoro, scaturiti da oltre venti anni di ricerche, rappresentano l'unico studio completo, basato su dati sperimentali, esistente fino ad oggi sul monitoraggio dello stato delle risorse demersali oggetto della pesca a strascico in un'area del Golfo di Patti, interdetta parzialmente allo strascico dal 1990.

A tal proposito è giovato non poco raccogliere e mettere insieme dati riguardanti un arco di tempo lungo atto a poter testare gli andamenti dei rendimenti di pesca che servono a valutare eventuali benefici ambientali, intesi come effetti sulla produttività di pesca. Tuttavia, l'acquisizione dei dati e le elaborazioni fino ad ora intraprese non hanno consentito l'applicazione di test statistici che diano maggiore validità alle considerazioni enunciate. È stata infatti oltremodo laboriosa l'operazione di recupero dei dati provenienti da unità operative di diversa istituzione, che hanno operato nella stessa area gestendo progetti, che spesso prevedevano finalità diverse. Pertanto in questa prima fase si è ritenuto opportuno mettere a confronto i dati la cui standardizzazione ha permesso quel minimo di elaborazione per interpretare alcuni risultati. Poter parlare di "fenomeni" che hanno alterato alcuni equilibri biologici in favore o sfavore di alcune specie demersali necessita certamente, come già detto, di un esame più approfondito dei dati al fine di renderli fruibili per l'applicabilità di tests che giovano a garantire l'attendibilità di ciò che finora è stato considerato una probabile ipotesi.

Nonostante ciò è possibile considerare come l'effetto chiusura di parte (entro la batimetrica dei 500 m) del Golfo alla pesca a strascico ha determinato dopo pochi anni dalla sua istituzione un evidente aumento delle rese; un fenomeno

analogo del resto è stato evidenziato nel Golfo di Castellamare sottoposto ad un simile divieto (Pipitone *et al*., 2000, 2001; Rinelli *et al*., 2004). Se si considera l'insieme della frazione commercializzabile delle specie commerciali tale incremento si è consolidato nel tempo passando da circa 200 kg/km^2 prima della chiusura allo strascico a circa 700 kg/km^2 dopo l'adozione del provvedimento. Se si considerano singolarmente le specie tradizionalmente importanti per l'area, una sensibile diminuzione si è osservata per quanto riguarda i molluschi cefalopodi, fatta eccezione per *L. vulgaris*, che invece ha fatto notare un leggero incremento. Nel caso dei cefalopodi, tuttavia, occorre ricordare che si tratta di specie a ciclo vitale breve che possono risultare favorite nella competizione con i pesci in caso di elevate pressioni di pesca (Caddy, 1983; Boyle, 1990; Relini *et al*., 1996).

Per le specie ittiche, un consolidato aumento dei rendimenti si è avuto soltanto per *P. erythrinus* e *P. acarne*.

In conclusione quanto riscontrato nel corso di questo studio conferma quanto osservato in precedenti ricerche effettuate in "no taken zones" siciliane (Pipitone *et al.*, 2000, 2001; Rinelli *et al*., 2004), nei quali si è osservato come variazioni significative della biomassa di specie commerciali, registrate nei primi anni successivi al divieto, sono state seguite da una stabilità produttiva.

Considerando, inoltre, l'aumento periodico e costante delle aliquote dei rifiuti di natura antropica, riteniamo che, per perseguire una corretta gestione delle risorse costiere, non è sufficiente soltanto il divieto di strascico, ma sarebbe anche opportuno affrontare adeguati studi sullo stato di salute ambientale dei fondali, che dovrebbero essere maggiormente tutelati anche sotto questo aspetto.

Summary

Since 1985 many trawl-surveys were carried out in the Gulf of Patti (Northern coast of Sicily), which is a no taken zone closed to commercial trawl since 1990. The aim of the projects was to evaluate and monitor the demersal resources in order to furnish useful management advice. The shelf hauls performed along the central part of the Gulf on the shelf were used. The Authors, in the present paper analysed the density index (kg/km^2) of four target teleosteans species *Merluccius merluccius*, *Mullus barbatus*, *Pagellus acarne*, *Pagellus erythrinus* and of five cephalopods molluscs *Eledone cirrhosa*, *Eledone moscata*, *Octopus vulgaris*, *Loligo vulgaris*, *Sepia officinalis*. The fluctuations of catch rates along the last 20 years (1985-2004) have been evaluated. The data, proceeding from different surveys carried out with the same vessel and gear, were standardised in order to compare them.

The abundance index values, recorded during the twenty years of research, showed an increase of the biomass of all the target species during the first years after the trawling ban. After this period the catch rates fluctuated and reached in the more recent years values about three times highest than those recorded before the closure of the Gulf.

Finally, the discard, dirty and waste fractions were considered to evaluate the environmental bottom "status". The mean abundance in weight (kg/km^2) recorded during this study showed a clear increase of the presence of anthropic materials in the last year (2004). The other fraction values did not show any significant variation along the time.

Bibliografia

ARENA P., BOMBACE G. (1970) - Bionomie benthique et faune ichthylogique des fonds des fonds de l'ètage circalittoral et bathyal des golfes de Castellammare (Sicile nord-occidentale) et de Patti (Sicile nord-orientale). *Journées ichthyol.,* XXII CIESM, Roma: 145-156.

ARENA P., LI GRECI F. (1973) - Indagine sulle condizioni faunistiche e sui rendimenti dei fondali batiali della Sicilia occidentale e della bordura settentrionale dei banchi della soglia Siculo-Tunisina. *Quad. Lab. Tecnol. e Pesca*, **4**: 157-201.

BOYLE P.R. (1990) – Cephalopod Biology in the Fisheries Context. *Fish. Res*., **8**: 303-321.

CADDY J.F. (1983) – The cephalopods: factors relevant in their population dynamics and to assessment and management of stocks. In: Caddy J.F. (ed), Advances in Assessment of World Cephalopod Resources. *FAO Fis. Tech. Pap*., **231**: 416-452.

CAVALLARO G., POTOSCHI A., CEFALI A., GIACOBBE S., SOTIRIADIS S. (1988) – Risultati preliminari delle campagne di pesca a strascico eseguite nel triennio 1985/87 per la valutazione delle risorse demersali nei golfi di Patti, Gioia Tauro, S. Eufemia e nella Baia di Milazzo. Relazione triennale conclusiva.

CEFALI A., BRUNO R., TORRE R., CAMMAROTO S. (1998) – Biologia di *Pagellus erythrinus* nel basso Tirreno e confronto con altri popolamenti mediterranei. *Biol. Mar. Medit*., **5** (1): 674-692.

GRECO S., RINELLI P., GIORDANO D., ROMEO T., BOTTARI T., FLORIO G., CONSOLI P., BUSALACCHI B., FABRONI F. (2003) – Valutazione delle risorse demersali. Relazione per il triennio 2000-2002. MIPAF: 142 pp.

PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., PATTI B. (2000) - Fish biomass increase after four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea). *Fish Res.,* **48**: 23-30.

PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., JAMES C., PICKERRING H., WHITMARKS D. (2001) – Le risorse ittiche demersali nel Golfo di Castellammare (Sicilia NO) dopo otto anni di divieto di strascico. *Biol Mar. Medit.,* **8** (1): 757-760.

POTOSCHI A., CAVALLARO G., STURIALE P., LO DUCA G. (1995) – Effetti del decreto regionale 31/5/90 sui rendimenti di pesca di *Mullus barbatus* (L., 1758), catturato con rete a strascico nel Golfo di Patti (ME). *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 505-507.

RELINI G., ZAMBONI A., MASSI D., FIORENTINO F. (1996) - Un esempio di incremento della produzione ittica in seguito ad una maggiore protezione della fascia costiera nella Liguria Orientale. *Biol. Mar. Medit*., **3** (1): 222-229.

RIGGIO S. (1988) – Valutazione delle risorse demersali nell'area compresa tra C.po Gallo e C.po San Vito (UO N. 11). Relazione triennale conclusiva (campagne 1985-1987).

RINELLI P., SPANÒ N., GIORDANO D., PERDICHIZZI F., GRECO S. (1998) – Organismi bentonici e fauna demersale in un'area del Tirreno meridionale. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (1): 80-89.

RINELLI P., RAGONESE S., CONSOLI P., FLORIO G., ROMEO T., PERDICHIZZI F., GRECO S. (2004) - Monitoring no-taken areas: the cases of the gulfs of Castellammare and Patti (northern coasts of Sicily). *Biol. Mar. Medit.*, **11** (2): 82-87.

ROMEO T., GIORDANO D., COSENZA A., PERDICHIZZI F., GRECO S. (2001) – Osservazioni preliminari sullo stock di *Pagellus erythrinus* (L., 1785) nel Tirreno meridionale. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 761-764.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 158-166

A. Santojanni, N. Cingolani, E. Arneri, A. Belardinelli,
G. Giannetti, S. Colella, F. Donato, A. Russo*

Istituto di Scienze Marine - CNR, Sezione Pesca Marittima,
Largo Fiera della Pesca, 2 - 60125 Ancona, Italia.
a.santojanni@ismar.cnr.it
*Dip. di Scienze del Mare, Università Politecnica delle Marche, Via Brecce Bianche - 60131 Ancona, Italia.

RECRUITMENT OF SARDINE (*SARDINA PILCHARDUS* WALBAUM, 1792) IN THE ADRIATIC SEA AND ENVIRONMENTAL FACTORS

*RECLUTAMENTO DELLA SARDINA (*SARDINA PILCHARDUS *WALBAUM, 1792) IN ADRIATICO E FATTORI AMBIENTALI*

Abstract

Since 1975, ISMAR-CNR has been conducting research on the stock assessment of both sardine and anchovy for the central and northern Adriatic, by means of population dynamics methods. In this paper, we reported some of the results obtained from the analysis of possible relationships between the annual recruitment of sardine in the time interval 1975-2001 and Po river flow rate, as well as weather by means of the NAO index. Some comparisons with the results obtained previously for the anchovy stock were made. On the whole, the relationships with flow rate were weaker in the case of sardine. As regards sardine recruitment and NAO index, a positive correlation was found with the NAO index relative to autumnal months: further investigations could allow to assess if this link really exists and which mechanism underlies it.

Key-words: Sardina pilchardus*, recruitment, river outflow, weather, Adriatic Sea.*

Introduction

Sardine (*Sardina pilchardus*, Walbaum, 1792) is one of the most important commercial species of both Mediterranean and Adriatic Sea. The small pelagic fishery is particularly diffuse in the northern and central Adriatic and sardine is fished by the fleets of Italy, Slovenia, Croatia and former Yugoslavia. According to ISMAR-CNR Ancona's database, the mean annual catch of sardine in these areas is around 45000 tonnes in the time interval 1975-2003, with the highest values, over 80000 tonnes, being recorded in the mid 1980s (Cingolani *et al*., 2004).

Since 1975, ISMAR has been conducting research on the biology and stock assessment by population dynamics methods of sardine and anchovy (*Engraulis encrasicolus* L., 1758), in the northern and central Adriatic (Santojanni *et al*., 2001; Cingolani *et al*., 2002; Santojanni *et al*., 2002, 2003; Cingolani *et al*., 2004; Santojanni *et al*., 2005). In these assessments, the effects of fisheries on both stocks have been usually evaluated (Santojanni *et al*., 2001, 2003). The abundance of fish, however, can also be influenced by other factors, like environmental ones (Mann, 1993; Cole and McGlade, 1998). In particular, recruitment of young fish to the stock is well known to be highly variable, even on the scale of a very low number of years, and underlies fluctuations in fish abundance. For this reason, we investigated possible relationships between the level of recruitment of Adriatic

sardine and changes occurred in the environment over years. In this paper, we discussed some of the results obtained using stock assessment data for the time interval 1975-2001, with particular emphasis on recruitment. Some comparisons with the results obtained for anchovy (Santojanni *et al*., in press) were also made.

The first factor examined was the flow of Po river, which, in the northern Adriatic, accounts for over 50% of the fresh water (Russo and Artegiani, 1996; Pettine *et al*., 1998). The load of nutrients carried by rivers is commonly considered to be an input into the marine food web associated with increasing abundance of potential food (e.g. plankton) for fish, both spawners and young stages like larvae and juveniles (Mann, 1993; Grimes and Kingsford, 1996). This positive correlation was also found for small pelagics, as in the case of anchovy in the Catalan sea (Lloret *et al*., 2004). On the other hand, the influence of river runoff may also be negative, as hypothesized by Hopkins (2002) just for the Adriatic system: excessively high flow rates could be detrimental for recruitment, because eggs and larvae could be advected far away from favourable environment.

The second feature examined was the North Atlantic Oscillation, by means of the NAO index. This is given by the pressure difference between Gibraltar and Reykjavik, which is thought to influence weather in northern Europe and, less directly, in the Mediterranean (Hurrel, 1995). Also in the latter case, the NAO index could be related with different factors like sea surface temperature, wind strength, rainfall, etc. It could also have a link with salinity variation in the intermediate layer of the middle Adriatic (Grbec *et al*., 2002, 2003).

Materials and methods

The geographical southern limit of the fishery data collection is approximately represented by Gargano promontory (Italy). Landing data have been collected for both western (Italy) and eastern (Slovenia, Croatia and former Yugoslavia) side of the Adriatic; in the latter case, they were derived from published sources up to 1994 (Anonymous, 1975-1993, 1994), whereas data for the years 1995-1999 were contributed by the Institute of Oceanography and Fisheries of Split (G. Sinovcić, pers. comm.). Fishing effort and biological (length, weight, age of fish) data have been also collected; age was estimated by reading otoliths and age-length keys were used to obtain annual age distributions of catches. All these information allowed us to carry a stock assessment for sardine by means of Virtual Population Analysis, which is a method based on analysis of total catch at age data (Hilborn and Walters, 1992); at this aim the MAFF-VPA software (Darby and Flatman, 1994) was employed. Recruits, estimated by VPA, were defined as sardines of the age class 0, i.e. fish no yet 1 year old, corresponding to a length around 13-14 cm and caught by mid-water trawlers and purse seiners (Cingolani *et al*., 2004).

Monthly values of the Po river flow rate (m^3 s^{-1}), from January 1974 to June 2001, were obtained from Magistrato del Po (Parma, Italy). Monthly values of the NAO index, from January 1974 to October 2000, were obtained from the Climate Research Unit, Norwich, UK (www.cru.uea.ac.uk), computed as a normalised sea level pressure difference between Gibraltar and Reykjavik.

Annual and seasonal averages were calculated for both Po river flow rate and NAO index. The seasonal averages were taken for the three month periods January-March, April-June, July-September and October-December.

Plots of the number of recruits (as well as stock biomass) as a function of

annual or seasonal values of each environmental factor, taken in the same year x or in the previous year x-1, were extensively used along with simple linear regression analysis. The use (or not) of 1 year lag is related with the fact that Adriatic sardine spawns from October to April, with peaks in December and January (Regner *et al*., 1987) and should begin to recruit to the stock in spring-summer.

When the dispersion of plotted data points apparently increased at higher values of the independent variable, the regression was also performed using the log transformation of the dependent variable, thus assuming lognormal distribution of errors.

Results

Annual estimates of the number of recruits as well as stock biomass are reported in Fig. 1: the relevant weight of the recruits on the total number is evident.

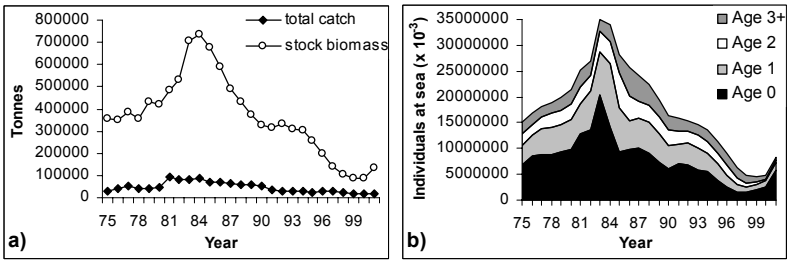


Fig. 1 - Abundance at sea of the sardine stock over years, on the basis of VPA: a) biomass compared with total catch; b) number of individuals (thousands) by age class, with 3+ including classes from 3 onwards.

Abbondanza in mare dello stock di sardina negli anni, sulla base della VPA: a) biomassa confrontata con la cattura totale; b) numero of individui (migliaia) per classe di età, con 3+ che comprende tutte le classi a partire dalla 3.

No statistically significant relationship (i.e. slope of regression line with $p>0.05$) emerged between sardine recruitment and annual Po river flow rate (Fig. 2). The

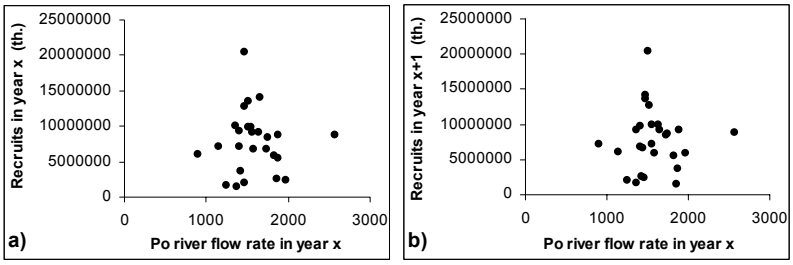


Fig. 2 - Number (thousands) of sardine recruits as a function of the annual values of Po river flow rate (m^3 s^{-1}), a) without and b) with 1 year lag. No significant ($p>0.05$) regression slope was obtained.

Numero (migliaia) di reclute di sardina in funzione dei valori annuali della portata (m^3 s^{-1}) del fiume Po, a) senza e b) con ritardo di 1 anno. Non sono state ottenute rette di regressione con pendenza significativa ($p>0,05$).

same holds true for the four seasonal flow rates, both with and without 1 year lag. However, the relationship with the rate in April-June showed a pattern in the data points consistent with a possible positive correlation (Fig. 3); this was particularly true when the flow rate was taken without the lag (Fig. 3a) and when the stock biomass was used instead of the recruit number; in the latter case, the slope was not significant with p=0.09.

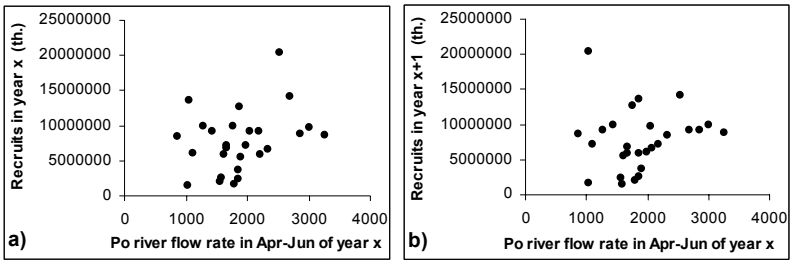


Fig. 3 - Number (thousands) of sardine recruits as a function of Po river flow rate (m^3 s^{-1}) in April-June, a) without and b) with 1 year lag. No significant (p>0.05) regression slope was obtained.

Numero (migliaia) di reclute di sardina in funzione della portata (m^3 s^{-1}) del fiume Po in aprile-giugno, a) senza e b) con ritardo di 1 anno. Non sono state ottenute rette di regressione con pendenza significativa (p>0,05).

No relationship was found with the annual NAO index (Fig. 4). This analysis was also performed using the lognormal distribution and the data points showed a pattern - particularly with the lag - more consistent with a positive correlation,

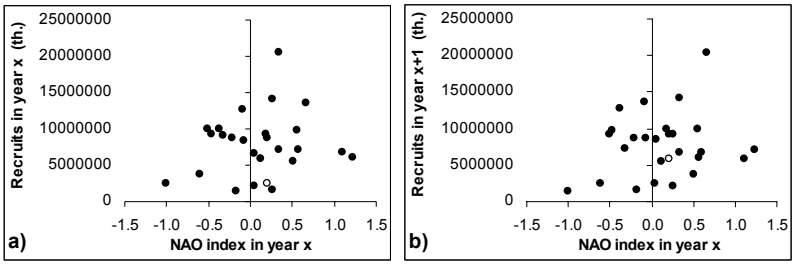


Fig. 4 - Number (thousands) of sardine recruits as a function of the annual values of NAO index, a) without and b) with 1 year lag; the empty circles correspond to NAO data of 2000, with November and December being not available. No significant (p>0.05) regression slope was obtained.

Numero (migliaia) di reclute di sardina in funzione dei valori annuali dell'indice NAO, a) senza e b) con ritardo di 1 anno; i cerchi vuoti corrispondono ai dati NAO del 2000, per il quale novembre e dicembre non sono disponibili. Non sono state ottenute rette di regressione con pendenza significativa (p>0,05).

which, however, resulted again to be not significant (Fig. 5). The only significant correlation found with a seasonal index was for September-October: with 1 year

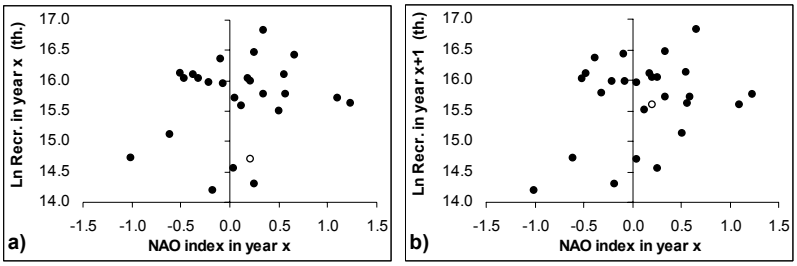


Fig. 5 - Logarithm (ln) value of the number (thousands) of sardine recruits as a function of the annual values of NAO index, a) without and b) with 1 year lag; the empty circles correspond to NAO data of 2000, with November and December being not available. No significant ($p>0.05$) regression slope was obtained.

Logaritmo naturale del numero (migliaia) di reclute di sardina in funzione dei valori annuali dell'indice NAO, a) senza e b) con ritardo di 1 anno; i cerchi vuoti corrispondono ai dati NAO del 2000, per il quale novembre e dicembre non sono disponibili. Non sono state ottenute rette di regressione con pendenza significativa ($p<0,05$).

lag, the value of R^2 was low (0.26) but the positive slope of the regression line was highly significant ($p<0.01$); similar results ($R^2=0.21$; $p<0.05$) were obtained when the index mean also included November (Fig. 6).

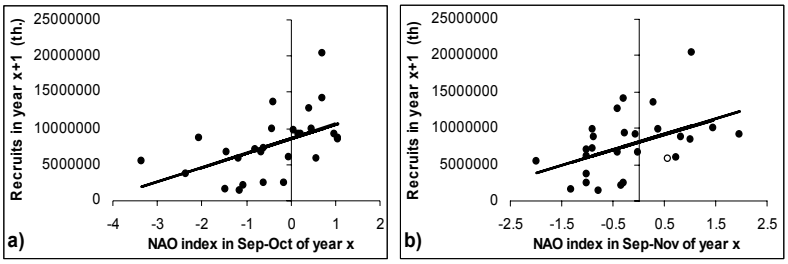


Fig. 6 - Number (thousands) of sardine recruits in year x+1 as a function of NAO index in a) September-October and b) September-November of year x; the empty circle corresponds to NAO data of 2000, with November being not available. Regression lines with significant slope are plotted in both case a ($p<0.01$ and $R^2=0.26$) and b ($p<0.05$ and $R^2=0.21$).

Numero (migliaia) di reclute di sardina nell'anno x+1 in funzione dell'indice NAO in a) settembre-ottobre and b) settembre-novembre dell'anno x; il cerchio vuoto corrisponde al dato NAO del 2000, per il quale novembre non è disponibile. Le rette di regressione con pendenza significativa sono riportate sia nel caso a ($p<0.01$ and $R^2=0.26$) che nel caso b ($p<0.05$ and $R^2=0.21$).

Due to the observed difference between sardine and anchovy, the combined effects of seasonal Po river runoff on the two stocks were evaluated by using an index given by the ratio between the flow rates in April-June of year x and October-December of year x-1. In Fig. 7a, the trends of the ratio (S/A) between sardine and anchovy recruits as well as stock biomass are compared with the index over years: some high values of the index are associated to the highest values of

both S/A ratios and, moreover, low index values occur after 1984, thus in correspondence with sardine decline. The slope of the regression line predicting S/A for recruits as a function of the index resulted to be highly significant ($p<0,01$), but the value of R^2 was low (0.32) (Fig. 7b).

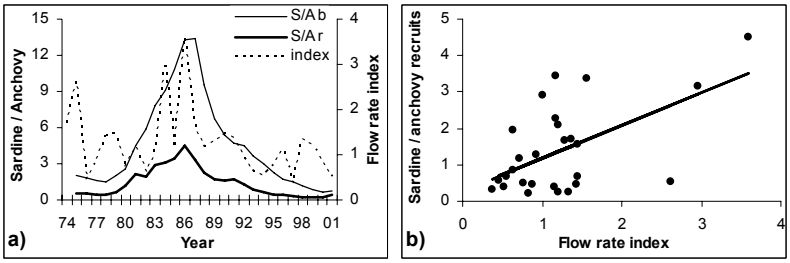


Fig. 7 - a) Ratios between sardine and anchovy recruits in year x (pointed by S/A r) as well as corresponding biomass (S/A b) are compared over years with the ratio (index in legenda) between Po river flow rate in April-June of year x and October-December of year x-1. b) The ratio S/A r is plotted as a function of this index along with the regression line being fitted, with highly significant slope ($p<0.01$) and $R^2=0.32$.

a) Il rapporto tra reclute di sardina e di alice nell'anno x (indicato con S/Ar) e quello tra le rispettive biomasse (S/Ab) sono confrontati negli anni con il rapporto (index in legenda) tra la portata del fiume Po in aprile-giugno nell'anno x e la portata in ottobre-dicembre nell'anno x-1. b) Il rapporto S/Ar è riportato in funzione di tale indice insieme con la retta di regressione interpolata, avente pendenza altamente significativa ($p<0,01$) e $R^2=0,32$.

Conclusions

A statistically significant relationship between sardine recruitment and the annual flow rate of Po river in the year x (as well as x-1) was not found. On the contrary, a positive correlation resulted to be significant for anchovy (Santojanni *et al.*, in press). Such a difference could be due to the fact that the spawning areas of Adriatic anchovy are, mainly, close to the west coast with high concentrations of eggs and larvae in front of Po delta (Regner, 1996; Piccinetti, 2001), whereas this pattern is not evident for sardine, whose eggs, rather, seem to be more abundant offshore (Gamulin and Hure, 1983; Casavola *et al.*, 1986; Regner *et al.*, 1987). Moreover, sardine, although it is an eurihaline species, prefers relatively high salinity (Regner *et al.*, 1987; Grbec *et al.*, 2002), which does not match with the onshore environment, especially in the north-western Adriatic.

The recruitment of sardine in the year x may be positively influenced by the river runoff in April-June of the same year, thus when sardine should begin to recruit to the stock. The data points in Fig. 3a could also be consistent with a dome-shaped distribution. That means higher values of the flow rate could be detrimental to recruits, according to the hypothesis formulated by Hopkins (2002). However, no clear evidence for that can be really derived from the plot. Anyway, the apparent influence of this seasonal flow rate was not supported by a significant regression slope; that could partially due to the fact that the recruitment estimated by VPA in year x is also influenced by data input relative to the months from January to March, which, in turn, cannot be influenced by an input in April-June of the same year. The apparent influence of this flow rate was even weaker when it was taken in the year x-1: this does make sense because the input, in this

case, should fall in a time interval "too early" with respect to the spawning season.

The comparison with anchovy seems to be sensible also for the seasonal flow rates. In fact, Adriatic anchovy, contrary to the sardine, spawns in spring-summer (Regner, 1996) and should recruit in autumn-winter: in our analysis, the recruitment of anchovy in the year x showed a positive correlation statistically significant with the flow rate in October-December of year x-1, thus when anchovy begins to recruit (Santojanni *et al*., in press). Thus, as seen for the annual flow rate, the relationship found for anchovy was stronger than for sardine. On the other hand, for both species, limits of the method employed to estimate recruit numbers (VPA) should not be forgotten (e.g. assumption of constant natural mortality rate over time).

As regards NAO, the best relationship found was between sardine recruitment in the year x and the NAO index in autumnal months of year x-1: the sign of this correlation was positive and the time interval selected for NAO index corresponded approximately to the beginning of spawning season, whose offsprings recruited in the subsequent year. It cannot be excluded that this relationship emerged casually. However, it is worth noting that many negative values of this explanatory variable occurred just after 1984, i.e. when sardine declined. Grbec *et al*. (2002, 2003) suggested that the Adriatic stock of sardine should be positively influenced by a higher salinity, favourable for productivity and, in particular, food availability for fish: positive (winter) NAO index could be associated to higher salinity. Another possible explanation is related with the fact that NAO index should be correlated with precipitations (Hurrel, 1995) and, thus, there may be a link between with Po river flow rate. For example, in the western Mediterranean, the catches of some commercial species seemed to be positively influenced by the annual runoff of Ebro and Rhône river, which in turn was negatively correlated with winter NAO index (Lloret *et al*., 2001).

In our case, significant ($p<0.05$) negative correlations were found between NAO index in September-October and Po river flow rate of the same year, calculated in October or September-October, October-December, September-November, October-November (not with November-December). However, these correlations were weak, with the maximum value of R^2 being equal to 0.22. Moreover, no significant correlation was found between any of these flow rates and sardine recruitment, with or without 1 year lag.

It cannot be excluded that the Po river flow rate has some positive influence on sardine recruitment. However, on the basis of our analysis, these effects are not statistically evident as, instead, in the case of anchovy; interestingly, the pattern derived from this comparison is consistent. About NAO, further investigations could allow to assess if the link between sardine recruitment and autumn NAO index really exists and which mechanisms underlie it.

Riassunto

La sardina (*Sardina pilchardus*) è tra la specie di interesse commerciale di maggiore importanza nell'Adriatico centrale e settentrionale. A partire dal 1975, la Sezione ISMAR di Ancona conduce una ricerca sulla valutazione dell'abbondanza degli stock di sardine e alici (*Engraulis encrasicolus*) nell'area dell'Adriatico sopra menzionata, mediante metodi di dinamica di popolazione. A tale scopo sono stati (e sono tuttora) raccolti dati relativi alle catture e allo sforzo di pesca nonché dati biologici quali età, lunghezza e peso degli animali. Nel presente lavoro si è cercato di evidenziare, con riferimento all'intervallo di tempo che va dal 1975 al 2001, le possibili correlazioni tra il reclutamento allo stock di sardina e due

parametri ambientali: la portata del fiume Po e l'indice NAO, calcolati sia su base annuale che stagionale. In relazione alla portata del Po, sono stati fatti alcuni confronti con i risultati ottenuti per l'alice nel corso di uno studio analogo (progetto SINAPSI). La stima dell'intensità del reclutamento utilizzata è su base annuale e corrisponde al numero di individui di classe 0 ottenuto mediante la Virtual Population Analysis (VPA), la quale si basa sull'analisi della cattura totale disaggregata in classi di età.

Nessuna relazione statisticamente significativa è emersa tra il reclutamento della sardina nell'anno x e la portata annuale del Po nello stesso anno o nell'anno precedente x-1. Se si considerano invece le portate stagionali, sembra che il reclutamento della sardina possa essere influenzato positivamente dalla portata relativa al trimestre aprile-giugno dello stesso anno, ossia a un periodo in cui le giovani sardine cominciano a reclutare allo stock. Per quanto riguarda il NAO, è stata riscontrata una correlazione positiva significativa tra reclutamento della sardina nell'anno x e l'indice NAO nei mesi autunnali dell'anno x-1, ossia all'inizio della stagione riproduttiva. Ulteriori studi potrebbero consentire di capire se questa correlazione non è casuale e, in tal caso, all'azione di quali fattori ambientali è dovuta.

References

ANONYMOUS (1975-1993) - Morska lovina SFRJ po područjima i glavnim vrstama. *Morsko Ribarstvo*: 27-45.

ANONYMOUS (1994) - Morski ulov Republike Hrvatske po područjima i glavnim vrstama. *Morsko Ribarstvo,* **46**.

CASAVOLA M., MARANO G., FURLAN L., SPECCHI M., PICCINETTI C., PICCINETTI MANFRIN G. (1986) - Considérations sur la distribution des clupeiformes *Engraulis encrasicolus* et *Sardina pilchardus* en Adriatique. *FAO Fish. Rep.*, **345**: 153-155.

CINGOLANI N., ARNERI E., SANTOJANNI A., BELARDINELLI A., GIANNETTI G., COLELLA S., DONATO F. (2002) - Stock assessment of sardine (*Sardina pilchardus*, Walb.) in the Adriatic Sea. *Biol. Mar. Medit.*, **9** (1): 82-88.

CINGOLANI N., SANTOJANNI A., ARNERI E., BERLARDINELLI A., COLELLA S., DONATO F., GIANNETTI G., SINOVČIĆ G., ZORICA B. (2004) - Sardine (*Sardina pilchardus*, Walb.) stock assessment in the Adriatic Sea: 1975-2003. *Paper presented at the GFCM-SAC Working Group on Small Pelagic Species, Malaga, 6-7 May 2004*, Adriamed Occasional Papers, Food and Agriculture Organization, Termoli, **13**: 9 pp.

COLE J., MCGLADE J. (1998) - Clupeoid population variability, the environment and satellite imagery in coastal upwelling systems. *Rev. Fish Biol. Fish.*, **8**: 445-471.

DARBY C.D., FLATMAN S. (1994) - *Virtual Population Analysis: version 3.1 (Windows/Dos) user guide*. Info. Tech. Ser. MAFF Direct. Fish. Res., Lowestoft, **1**: 85 pp.

GAMULIN T., HURE J. (1983) - The spawning and spawning areas of pelagic fishes (*Sardina pilchardus, Engraulis encrasicolus, Scomber scombrus, Sardinella aurita* and *Sprattus sprattus sprattus*) in the Adriatic Sea. *Acta Adriat.*, **24** (1-2): 97-131.

GRBEC B., DULČIĆ J., MOROVIĆ M. (2002) - Long-term changes in landings of small pelagic fish in the eastern Adriatic − possible influence of climate oscillations over the Northern Hemisphere. *Clim. Res.*, **20**: 241-252.

GRBEC B., MOROVIĆ M., ZORE-ARMANDA M. (2003) - Mediterranean Oscillation and its relationship to salinity fluctuation in the Adriatic Sea. *Acta Adriat.*, **44** (1): 61-76.

GRIMES B.C., KINGSFORD M.J. (1996) - How do riverine plumes of different sizes influences fish larvae: do they enhance recruitment? *Mar. Freshwater Res.*, **47**: 191-208.

HILBORN R., WALTERS C.J. (1992) - *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Chapman and Hall, London: 570 pp.

HOPKINS T.H. (2002) - Abiotic variability and biocomplexity in the Northern Adriatic, some research perspectives. *Biol. Mar. Medit.*, **9** (1): 1-47.

HURREL J.W. (1995) - Decadal trends in the north Atlantic oscillation: regional temperature and precipitation. *Science*, **269**: 676-679.

LLORET J., LLEONART J., SOLE I., FROMENTIN J.M. (2001) - Fluctuations of landings and environmental conditions in the north-western Mediterraenan Sea. *Fish. Oceanogr.*, **10** (1): 33-50.

LLORET J., PALOMERA I., SALAT J., SOLE I. (2004) - Impact of freshwater input and wind on landings of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*) in shelf waters surrounding the Ebre (Ebro) River delta (north-western Mediterranean). *Fish. Oceanogr.*, **13** (1): 1-9.

MANN K.H. (1993) - Physical oceanography, food chains, and fish stocks: a review. *ICES J. mar. Sci.*, **50**: 105-119.

PETTINE M., PATROLECCO L., CAMUSSO M., CRESCENZIO S. (1998) - Transport of carbon and nitrogen to the northern Adriatic Sea by the Po river. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **46**: 127-142.

PICCINETTI C. (2001) - Distribution of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) eggs in the Adriatic Sea. In: Mannini P., Massa F., Milone N. (eds), Priority topics related to small pelagic fishery resources of the Adriatic Sea, *Report of the first meeting of the Adriamed working group on small pelagic resources*, Adriamed Technical Documents, Food and Agriculture Organization, Termoli, **3**: 78-81.

REGNER S., REGNER D., MARASOVIĆ I., KRŠINIĆ F. (1987) - Spawning of sardine, *Sardina pilchardus*, (Walbaum, 1792), in the Adriatic under upwelling conditions. *Acta Adriat.*, **26** (1-2): 161-198.

REGNER S. (1996) - Effects of environmental changes on early stages and reproduction of anchovy in the Adriatic Sea. *Sci. Mar.*, **60** (Suppl. 2): 167-177.

RUSSO A., ARTEGIANI A. (1996) - Adriatic Sea hydrography. *Sci. Mar.*, **60** (Suppl. 2): 33-43.

SANTOJANNI A., ARNERI E., BARRY C., BELARDINELLI A., CINGOLANI N., GIANNETTI G., KIRKWOOD G. (2003) - Trends of anchovy (*Engraulis encrasicolus*, L.) biomass in the northern and central Adriatic Sea. *Sci. Mar.*, **67** (3): 327-340.

SANTOJANNI A., ARNERI E., BELARDINELLI A., CINGOLANI N., GIANNETTI G. (2001) - Fishery and stock assessment of sardine *Sardina pilchardus* (WALB.) in the Adriatic Sea. *Acta Adriat.*, **42** (1): 151-168.

SANTOJANNI A., ARNERI E., BERNARDINI V., CINGOLANI N., DI MARCO M., RUSSO A. - Effects of environmental variables on recruitment of anchovy in the Adriatic Sea. *Clim. Res.*, (in press).

SANTOJANNI A., CINGOLANI N., ARNERI E., GIANNETTI G., BELARDINELLI A., DONATO F., COLELLA S. (2002) - Calculation of small pelagic catch per unit of fishing effort in the Adriatic Sea. *Biol. Mar. Medit.*, **9** (1): 89-95.

SANTOJANNI A., CINGOLANI N., ARNERI E., KIRKWOOD G. BELARDINELLI A., GIANNETTI G., COLELLA S., DONATO F., BARRY C. (2005) - Stock assessment of sardine (*Sardina pilchardus*) in the Adriatic Sea, with an estimate of discards. *Sci. Mar.*, **69** (4): 603-617.

This study was partially funded by Ministero Italiano dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca (project: SINAPSI) and Ministero Italiano per le Politiche Agricole e Forestali (project: Valutazione degli stocks pelagici di alici e sardine in Adriatico con metodi di dinamica di popolazione).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 167-177

P. Sartor, A. Abella*, S. De Ranieri, A. Ligas,
C. Mancusi*, B. Reale, M. Ria*

C.I.B.M. - Centro Interuniversitario di Biologia Marina, Viale Nazario Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.
psartor@cibm.it.
*ARPAT - Area Mare (RIBM), Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.

COMPARISON OF TIME SERIES OF LANDINGS PER UNIT EFFORT OF COMMERCIAL SPECIES EXPLOITED BY TWO TRAWL FLEETS IN TUSCANY

ANALISI COMPARATIVA DI SERIE TEMPORALI DI SBARCATO PER UNITÀ DI SFORZO DI SPECIE COMMERCIALI SFRUTTATE DA DUE FLOTTIGLIE A STRASCICO TOSCANE

Abstract

Time series of landings per unit effort (LPUE) of two important trawl fleets of Tuscany were analysed using the min/max autocorrelation factor analysis (MAFA) in order to detect seasonality and other cyclic phenomena as well as the presence of common trends. Data were collected at Porto Santo Stefano and Viareggio, from 1991 to 2004. LPUEs of Merluccius merluccius, Mullus barbatus, Eledone cirrhosa, Parapenaeus longirostris, Nephrops norvegicus *and* Squilla mantis *were considered. The main result of MAFA was the global concordance, concerning both seasonal behaviour and trends of LPUE, between the two ports for most of the time series analysed; only for* M. merluccius *seasonality was less evident. From the merged LPUE time series one common increasing trend was pointed out, characterised by high cross-correlation values.* M. merluccius *showed in both ports an apparently decreasing trend. Results of MAFA were discussed taking into account the knowledge on the local trawl fisheries and the main biological aspects of the exploited resources.*

Key-words*: time series, autocorrelation, trawling, landing statistics, Mediterranean Sea.*

Introduction

From 1990 ARPAT (Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Toscana of Livorno) and CIBM (Centro Interuniversitario di Biologia Marina of Livorno) are carrying out a monthly monitoring at the main landing points of Tuscany. This activity has allowed to obtain consistent data on landings and fishing effort for the main commercial species. Particular attention was paid to the fleets of Viareggio and Porto Santo Stefano, the two most important of the area in terms of vessel number and amount of landings (Abella *et al*., 2001; De Ranieri, 2001).

Information on temporal evolution of landings and fishing effort is a useful, even though indirect, approach for the knowledge of the exploited resources and their dynamics. Such information is often helpful to interpret certain phenomena observed by direct approaches, such as those coming from experimental trawl surveys. Commercial landing data allow an indirect estimation of resource abundance (Fox and Starr, 1996), even though they may be biased by the spatial distribution of fishing effort, by selectivity of fishing gear and by the presence of discards.

The main goal of this work is the analysis of time series of landings per unit of effort (LPUE) of six demersal species coming from the trawl landings of the Viareggio and Porto Santo Stefano fleets, in order to detect seasonality and other cyclic

phenomena and to investigate the presence of common patterns or trends. Both fleets operate in the Ligurian and northern Tyrrhenian Seas; the vessels from Viareggio work mostly north of Elba Island, while those from Porto Santo Stefano to the south; hence, spatial overlap between fishing grounds of the two fleets is negligible.

For management purposes, the fishing areas exploited by the two fleets are included in the same management unit, the FAO Geographical Subarea 9 (CGPM, 2001), which extends from Ventimiglia (Ligurian Sea) to the mouth of Garigliano River (central Tyrrhenian Sea).

The analysis of LPUE time series was performed using the min/max autocorrelation factor analysis (MAFA) (Shapiro and Switzer, 1989), a statistical method to extract common trends from multiple time series, previously used in fishery studies (Erzini *et al.*, 2005). Alternative techniques such as vector autoregressions, autoregressive integrated moving average (ARIMA) models, multivariate ARIMA and dynamic regression have also been used to investigate fishery time series (Stergiou and Christou, 1996; Stergiou *et al.*, 1997). Such approaches require long, stationary and uninterrupted time-series (Stergiou and Cristou, 1996). Recent ARIMA based approaches, as the TRAMO SEATS method (EUROSTAT, 2002), include routines in order to solve most of the mentioned problems.

This is the first time that a formal statistical technique is applied in Tuscany for the analysis of LPUE time series; in fact, up to now only descriptive papers are available for landings and fishing effort data (Sartor *et al.*, l998; Abella *et al.*, 2001) in this area.

Materials and methods

Data consist in monthly average landings per unit of effort (LPUE) proceeding from the Viareggio and Porto Santo Stefano bottom trawl fleets. This information was collected by scientific observers during the landing operations or at the auctions, from 1991 to 2004. For each day of observation, data on landings by species (kg) and effort (fishing hours for Viareggio, fishing days for Porto Santo Stefano) were collected.

LPUEs of the following species were analysed: European hake (*Merluccius merluccius,* Mm), red mullet (*Mullus barbatus,* Mb), horned octopus (*Eledone cirrhosa,* Ec), deep-water rose shrimp (*Parapenaeus longirostris,* Pl), Norway lobster (*Nephrops norvegicus,* Nn) and mantis shrimp (*Squilla mantis,* Sm).

An explorative analysis of each time series was performed to investigate autocorrelations at different time lags: a slow moving auto-correlation function reveals the presence of a trend, while an oscillating auto-correlation shows a seasonal or cyclic behaviour.

While seasonality is a quite common characteristic in the landing data, the seasonal component was removed from the original time series. In fact, a time series (Y_t) can be described by the following additive model: $Y_t = Trend_t + Seasonal_t + Remainder_t$. Each time series was decomposed into the three components with the repeated Loess smoothing procedure (Cleveland *et al.*, 1990). The seasonal decomposition was carried out using a time series frequency of 12 (twelve observations per year). By this method, the trend was extracted from each time series and used for the comparative analysis. Due to different units of effort utilised for the two ports (days and hours of fishing), data were normalised and successively investigated through the multivariate time series analysis MAFA.

MAFA (min/max auto-correlation factor analysis) is a type of principal component analysis (PCA) in which the axes represent a measure of auto-correlation and give an indication of the association between the variables Y_t and Y_{t+k} where k is the time lag (k=1, 2,…) (Solow, 1994). The first MAF axis has the highest auto-correlation at time lag 1 and it represents the main trend. Therefore MAFA can be used to extract trends from multiple time series.

Cross-correlations between MAF axes and response variables (each LPUE time series), also known as canonical correlations, were used to measure the significance of the relationship between the response variable and the selected MAF axis (Erzini *et al.*, 2005). Even if the suggested significance level of the correlations is $\pm 2\sqrt{n}$ (Diggle, 1990), a more conservative threshold was adopted, corresponding to ±0.5. MAFA was applied to the time series of each species to evaluate differences among the two ports and to all the data set (six species for two ports) in order to investigate the presence of common trends. All the analyses were performed with the software Brodgar 2.3.7 (www.brodgar.com).

Results

Fig. 1 shows an example of auto-correlation functions obtained from the LPUE time series for *M. merluccius* and *M. barbatus*. The auto-correlation analy-

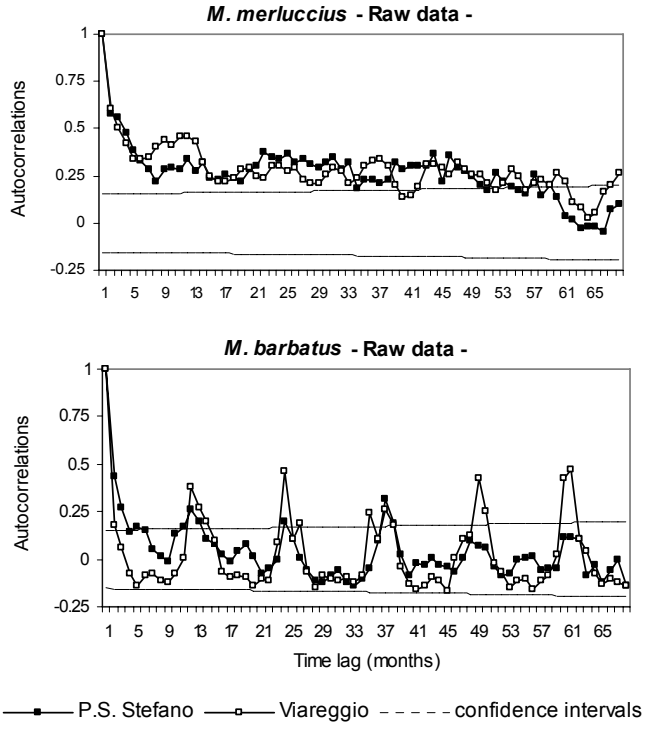


Fig. 1 - Auto-correlations for the *M. merluccius* (top) and *M. barbatus* (bottom) LPUE time series. *Auto-correlazioni delle serie storiche di LPUE di* M. merluccius *(sopra) e* M. barbatus *(sotto).*

sis for each species showed a similar pattern for the two fleets; for five of the six species, the presence of a seasonal pattern was clear, the auto-correlation values being characterised by a twelve month periodicity. Only for *M. merluccius* seasonality was less evident: the auto-correlation did not show a clear oscillation and slightly decreased in function of the time lag.

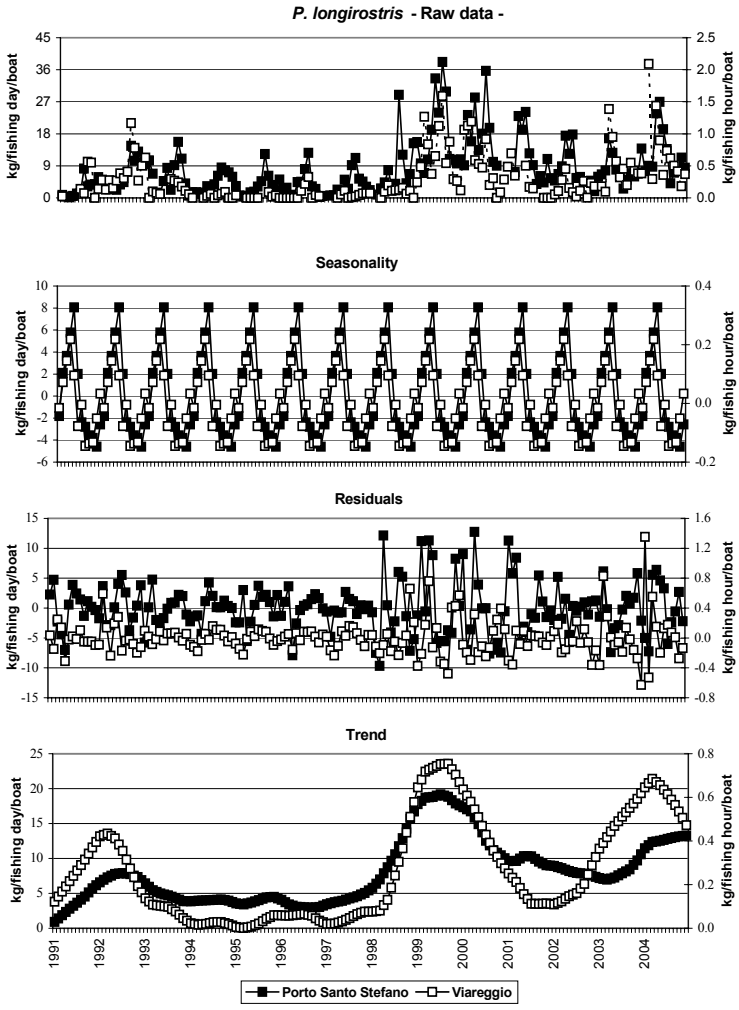


Fig. 2 - Decomposition, by repeated Loess smoothing, of the LPUE time series of *P. longirostris*. *Scomposizione (Loess smoothing) delle serie storiche di LPUE di* P. longirostris.

An example of the decomposition, by repeated Loess smoothing, of the original time series into seasonality, residuals and trend, is shown for *P. longirostris* in

Fig. 2. The original time series and the resulting trends for each species and port are represented in Fig. 3. In several cases the resulting trends of the two ports were characterised by very similar patterns, in particular for *M. merluccius* and *P. longirostris;* the greater differences were detected for the trends of *E. cirrhosa* and *S. mantis*.

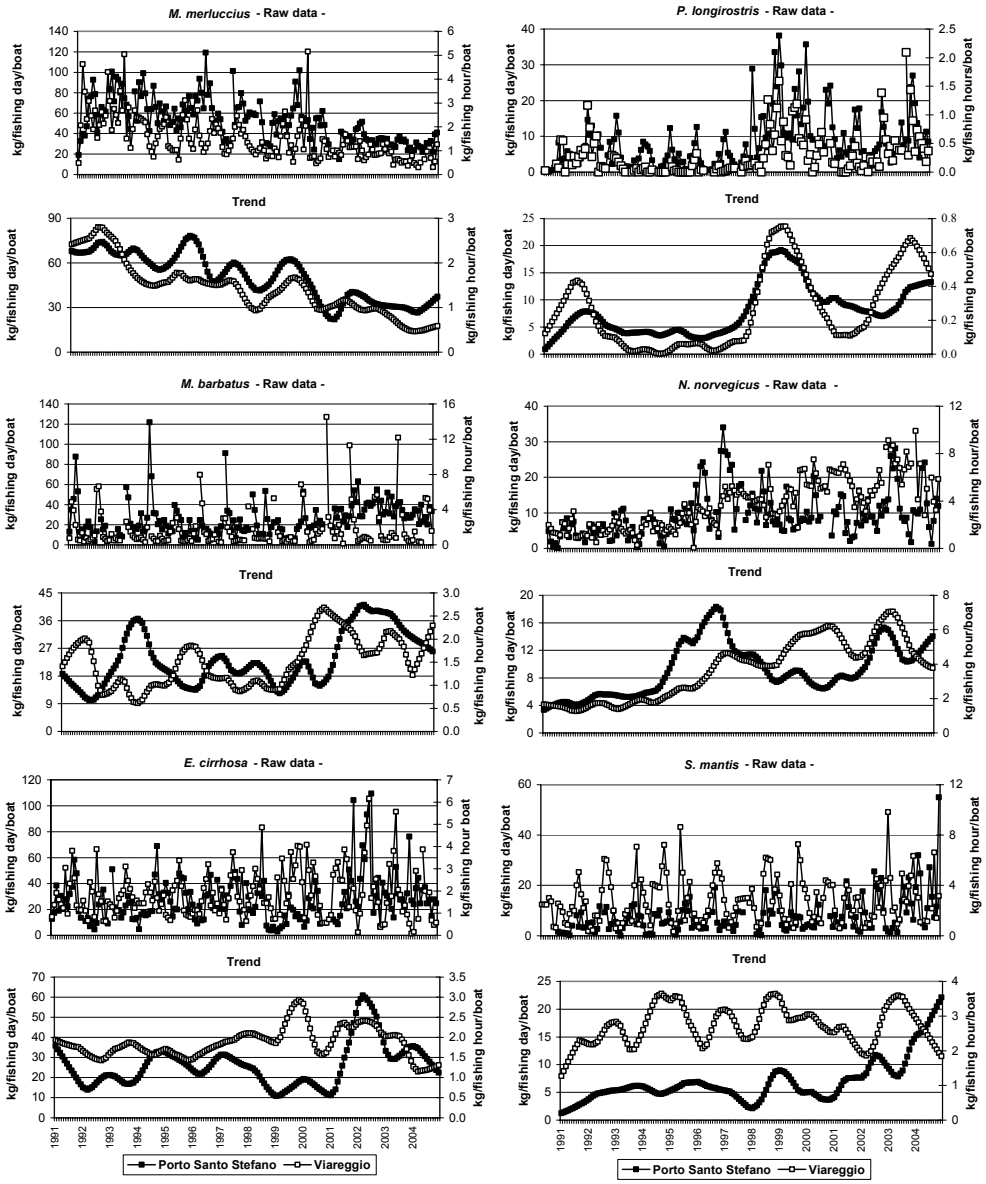


Fig. 3 - Original time series and resulting trend for each species and port.
Serie storica originale e trend risultante, per ciascuna specie e porto.

For *M. barbatus*, *E. cirrhosa, P. longirostris* and *S. mantis*, the LPUE seasonal patterns of the two ports were similar (Tab. 1); for each species the peak occurs

Tab. 1 - Seasonal peaks of each LPUE time series resulting from the repeated smooting by Loess analysis.
Picchi stagionali di ciascuna serie temporale di LPUE risultanti dall'analisi di "smooting by Loess".

	Seasonal peaks in LPUE time series	
	Viareggio	Porto Santo Stefano
M. merluccius	October	February-March
M. barbatus	October	November
E. cirrhosa	June	July
P. longirostris	April	May
N. norvegicus	February	May
S. mantis	December-January	November-December

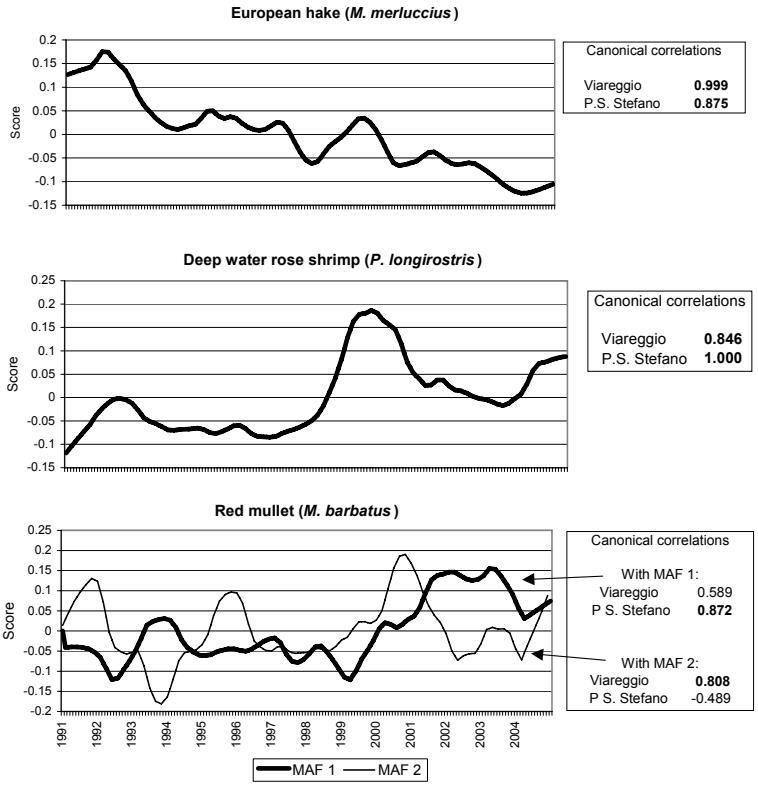


Fig. 4 - Main MAF axes and canonical correlations resulting from the LPUE time series of the two ports of *M. merluccius, P. longirostris* and *M. barbatus*.
Assi MAF principali e correlazioni canoniche risultanti dalle analisi delle serie temporali delle LPUE dei due porti di M. merluccius, P. longirostris *e* M. barbatus.

every year in the same period, even though, in many cases, it is reached one month in advance at Viareggio than at Porto Santo Stefano. For *M. merluccius* and *N. norvegicus*, the seasonal peaks of the two ports occur in two different periods.

Regarding comparisons by MAFA for *M. merluccius* and *P. longirostris*, the time series of the two ports were positively correlated with the first MAF, with correlations always greater than 0.8 (Fig. 4). For both species, very similar trends in the two fleets were observed; the scores of the first MAF for *M. merluccius* show a gradual and rather constant decrease, while for *P. longirostris* an increasing and more fluctuating trend is present, with three peaks in 1992, 2000 and 2004. Two MAF axes were selected for *M. barbatus* (the first mostly correlated with Porto Santo Stefano LPUEs, the second one highly correlated only with Viareggio), the Porto Santo Stefano series shows an increasing trend in recent years which is not evident for the Viareggio data (Fig. 4).

On the other hand, for *N. norvegicus*, *E. cirrhosa* and *S. mantis* major differences between the LPUE time series of the two ports were detected (Fig. 5). The first MAF computed for each species was significantly correlated only to the data

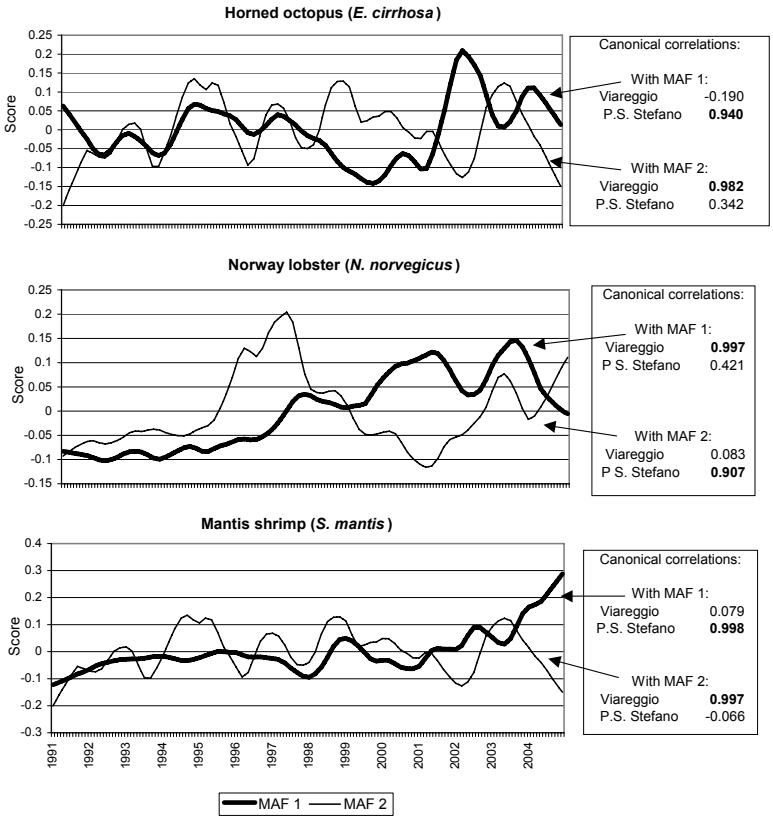


Fig. 5 - Main MAF axes and canonical correlations resulting from the LPUE time series of the two ports of *E. cirrhosa, N. norvegicus* and *S. mantis*.

Assi MAF principali e correlazioni canoniche risultanti dalle analisi delle serie temporali delle LPUE dei due porti di E. cirrhosa, N. norvegicus *e* S. mantis.

of one port, the second MAF to the other one. For *E. cirrhosa*, the scores of the first axis (significant for Porto Santo Stefano) are more or less constant up to 2001, showing a peak in 2002 and a successive gradual decrease. The scores of the second axis (significant for Viareggio) are very fluctuating, reaching the minimum values at the beginning and at the end of the time interval. For *N. norvegicus* the first MAF (significant for Viareggio) gradually increases up to 2003, with a decline in the last two years. The second axis (correlated with Porto Santo Stefano) shows an increase from 1991 to 1998 and another increase from 2001 to 2004. As regards *S. mantis*, the scores of the two MAFs were rather similar up to 2003 (a fluctuating but stable trend); in the last two years an increasing trend is evidenced for the first MAF (significant for Porto Santo Stefano) and a decreasing shape by the second MAF (significant for Viareggio). Anyway, for these three species all the resulting common trends are characterised by an overall slight increase.

From the output of the MAFA applied to the merged twelve LPUE time series two common trends were selected, characterised by high auto-correlation values (0.999 and 0.997, respectively) (Fig. 6). The first MAF is characterised by a gradual and constant increase from 1991 to 2004. The canonical correlations indicated highly significant correlations (>±0.5) for 9 of the 12 time series: *M. merluccius*, *M. barbatus, P. longirostris* and *N. norvegicus* for both ports and *S. mantis* for Porto Santo Stefano. These correlations were positive excluding *M. merluccius*, characterised by an opposite negative trend. The second MAF, also showing a gradual increase in time, was characterised by noticeable higher values in the period 1998-2000; the correlation values of each response variable with this axis were lower, never greater than ±0.4.

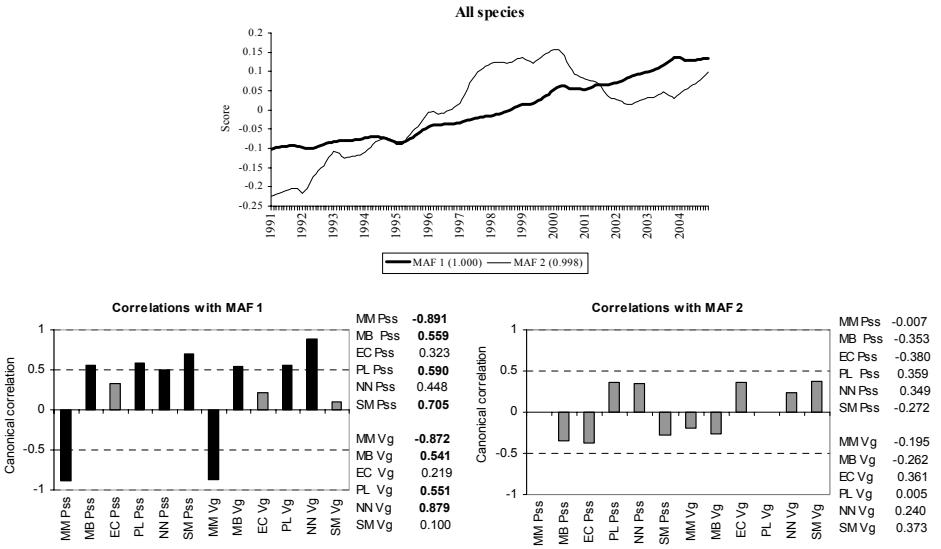


Fig. 6 - Scores for the first two MAF axes for the twelve LPUE time series and canonical correlations between the variables and each MAF (for species codes, see Material and methods). VG = Viareggio; PSS = Porto Santo Stefano.

Punteggi dei primi due assi MAF per le dodici serie storiche di LPUE e correlazioni canoniche tra le variabili e ciascun asse (per i codici delle specie v. Materiali e Metodi). VG = Viareggio; PSS = Porto Santo Stefano.

Conclusions

Results of MAFA provided useful information for the comparative analysis of the LPUE time series of the main six demersal species exploited by the trawl fleets of Viareggio and Porto Santo Stefano. These aspects are also important for a better understanding of fishing patterns and strategies of the two fleets, as well as providing some information on the exploitation status and changes in the abundance of these resources.

The analysis highlighted the importance of the seasonal factor for all the time series, except those of *M. merluccius*, and this fact made necessary to eliminate this component for a better understanding of the trends.

This was particularly true for *M. merluccius*, *P. longirostris* and *M. barbatus*. Also the analysis of the merged time series clearly evidenced a common increasing trend to which each time series was highly correlated, excluding *M. merluccius,* which showed a significant decreasing trend.

Some useful indications for explaining the results can be obtained from the knowledge of the local trawl fisheries and from the main biological aspects of the exploited resources.

The similarity of the LPUE time series for each species in the two ports is probably due to similar fishing patterns and fishing strategies of the two trawl fleets. This is evident in the strong agreement of the seasonal patterns showed by most of the LPUE time series. Seasonality of landings is mainly due to seasonal variations of species abundance, especially when a clear peak of recruitment is present (e.g. *M. barbatus*, *E. cirrhosa*). In other cases seasonality is due to spatial shifts of fishing effort that occur in some periods of the year and that may produce changes in catch rates. *S. mantis* is mainly caught in autumn-winter, when, due to the worse weather conditions, trawling is concentrated near the coast where this species is more abundant.

Concerning the global results, the increasing trend for most of the LPUEs could be an indicator of an overall improvement of the exploitation status of the resources. Anyway, it is important to take into account that, in the considered period, a strong reduction in the size of the fleets occurred in both ports; since 1990 the trawlers of Porto Santo Stefano decreased by about 50%, those of Viareggio by about 20%, producing an almost proportional decrease of fishing effort (De Ranieri, 2001).

The case of *M. merluccius* is apparently opposite, with a decreasing trend in both ports. The main reason of this decrease is probably a variation of fishing strategy. In fact, in the last years a strong reduction of the landings of the smaller size classes (less than 20 cm of total length) of hake, a "traditionally" important commercial category (Martin *et al*., 1999), was observed in both ports (Abella *et al.*, 2005; Viva, pers. comm.). This was a consequence of a gradual increase in compliance by fishermen with the minimum landing size in force for this species (20 cm of Total Length, EC Regulation 1626/94).

The LPUE trends of *P. longirostris* for both ports were similar and characterised by the same cyclic and increasing behaviour. This pattern is in agreement with observations derived from trawl surveys in the same area (Baino, pers. comm.). In this case the landings could reflect the abundance of the species at sea.

As regards *E. cirrhosa* and *N. norvegicus*, the slight differences in the LPUEs between the two ports could be explained by differences in fishing strategies and by changes in environmental conditions. For the first species, a seasonally targe-

ted fishery is present only in Viareggio. The fishery of *N. norvegicus* is a peculiar characteristic of the Porto Santo Stefano fleet, while in Viareggio the fishing pressure on this resource has gradually increased since 1997, as a consequence of an enhancement of catch rates in the Norway lobster grounds.

These considerations confirm the interaction of several factors in the spatio-temporal evolution of landings per unit of effort. LPUE are linked to the level of fishing effort, to fishing pattern and strategy and they are also related to the abundance of the resources, which are conditioned by the species biology and environmental factors.

The next step of the time series analysis should be the evaluation, by multivariate analysis, of the influence of explanatory variables, such as environmental, biological and fishery parameters. For this purpose, MAFA and DFA (Dynamic Factor Analysis, Zuur *et al.*, 2003a) can be helpful analytical tools, as already proved in previous studies (Zuur *et al.*, 2003b; Zuur and Pierce, 2004; Erzini *et al.*, 2005).

Riassunto

Le serie storiche di sbarcato per unità di sforzo (LPUE) di sei specie demersali sono state analizzate in due flottiglie a strascico toscane (Porto Santo Stefano e Viareggio), al fine di evidenziare trend, stagionalità ed altri fenomeni ciclici.

Sono stati raccolti dati di sbarcato, a livello di specie, e di sforzo, espresso in ore o giornate di pesca. I valori medi mensili di LPUE per il periodo gennaio 1991-dicembre 2004 di nasello, *Merluccius merluccius,* triglia di fango, *Mullus barbatus,* polpo moscardino, *Eledone cirrhosa,* scampo, *Nephrops norvegicus,* gambero rosa, *Parapenaeus longirostris* e cicala, *Squilla mantis,* sono stati analizzati al fine di descrivere i fenomeni risultanti dalla sequenza di dati. È stata utilizzata la routine MAFA ("minimum/maximum autocorrelation factor analysis"), un'analisi multivariata in grado di evidenziare andamenti comuni in più serie temporali.

Per tutte le specie e nei due porti, i valori delle autocorrelazioni delle serie storiche hanno individuato una chiara stagionalità, ad eccezione di *M. merluccius.* MAFA ha evidenziato un'alta similarità tra i due porti nelle serie storiche di ciascuna specie, sia per quanto riguarda il comportamento stagionale che i trend. L'analisi sull'intero set di dati ha individuato un trend comune all'incremento, con alti livelli di correlazione delle singole serie di LPUE. I valori del nasello, per entrambi porti, sono risultati sì correlati a questo trend, ma con segno negativo, indicando pertanto una tendenza al decremento.

I risultati ottenuti sono stati interpretati alla luce delle conoscenze sulla biologia delle specie e delle modalità di sfruttamento delle due flottiglie.

References

ABELLA A., SERENA F., FORTUNATI L., MAMMINI U., LARI D., CIARDELLI R. (2001) – Use of GIS for the analysis of spatial data on fishing effort and seasonal changes in fishing strategies for Tyrrhenian Sea bottom trawl fisheries. In: Nishida T., Hollingworth C.E. and Kailola P. (eds), *Proceedings of the First International Symposium on GIS in Fishery Science, Seattle, WA, 2-4 March 1999.* Fishery GIS Research Group, Kawagoe, Saitama, Japan: 119-129.

ABELLA A., SERENA F., RIA M. (2005) – Distributional response to variations in abundance over spatial and temporal scales for juveniles of European hake (*Merluccius merluccius*) in the Western Mediterranean Sea. *Fish. Res.*, **71**: 295-310.

CGPM (2001) – Commission Générale des pêches pour la Méditerranée. Rapport de la vingt-sexième session. Lacco Ameno, Ischia, Italy 10-13 September 2001. FAO, Rome: 28 pp.

CLEVELAND R.B., CLEVELAND W.S., McRAE J.E., TERPENNING I. (1990) – STL: a seasonal-trend decomposition procedure based on Loess. *J. Official Statistics,* **6**: 3-73.

DE RANIERI S. (2001) – Realizzazione di indagini per la conoscenza e la valorizzazione delle attività di pesca e maricoltura in Toscana. Sottoprogetto 1: realizzazione di mappe degli areali di pesca. Arsia-Regione Toscana, Relazione Finale: 238 pp e allegati.

DIGGLE P.J. (1990) – *Time series: a biostatistical introduction*. Oxford University Press, Oxford, UK.

ERZINI K., INEJIH C.A.O., STOBBERUP K.A. (2005) – An application of two techniques for the analysis of short, multivariate non-stationary time-series of Mauritanian trawl survey data. *ICES J. Mar. Sci.*, **62** (3): 353-359.

EUROSTAT (2002) - Demetra 2.0 User Manual: 121 pp.

FOX D.S., STARR R.M. (1996) – Comparison of commercial fishery and research catch data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*., **53**: 2681-2694.

MARTIN P., SARTOR P., GARCIA RODRIGUEZ M. (1999) - Exploitation strategies of the european hake, *Merluccius merluccius*, red mullet, *Mullus barbatus* and striped red mullet *Mullus surmuletus* in the western Mediterranean. *J. Appl. Ichtyiol*., **5**: 24-28.

SARTOR P., REALE B., SBRANA M., BIAGI F. (1998) - Analisi dello sbarcato commerciale con reti a strascico presso un porto del Mar Tirreno Settentrionale. *Biol. Mar. Medit*., **5** (2): 81-91.

SHAPIRO D.E., SWITZER P. (1989) – Extracting time trends from multiple monitoring sites. Technical Report 132. Stanford University, Stanford, USA.

SOLOW A.R. (1994) – Detecting changes in the composition of a multispecies community. *Biometrics*, **50**: 556-565.

STERGIOU K.I., CHRISTOU E.D. (1996) – Modelling and forecasting annual fisheries catches: comparison of regression, univariate and multivariate time series methods. *Fish. Res.,* **25**: 105-138.

STERGIOU K.I., CHRISTOU E.D, PETRAKIS G. (1997) – Modelling and forecasting monthly fisheries catches: comparison of regression, univariate and multivariate time series methods. *Fish. Res.,* **29**: 55-95.

ZUUR A.F., PIERCE G.J. (2004) – Common trends in Northeast Atlantic squid time series. *J. Sea Res.,* **52**: 57-72.

ZUUR A.F., FRYER R.J., JOLLIFFE I.T., DEKKER R., BEUKEMA J.J. (2003a) – Estimating common trends in multivariate time series using dynamic factor analysis. *Environmetrics*, **15**: 665-685.

ZUUR A.F., TUCK I.D., BAILEY N. (2003b) – Dynamic factor analysis to estimate common trends in fisheries time series. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **60**: 542-552.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 178-184

G. Socal, F. Acri, F. Bernardi Aubry, A. Berton[1], F. Bianchi,
E. Capuzzo, J. Coppola, C. Facca[2], A. Sfriso[2]

CNR, Istituto di Scienze Marine – Sistemi Marini e Costieri, Castello, 1364/A - 30122 Venezia, Italia.
giorgio.socal@ismar.cnr.it
[1]Thetis spa, Venezia, Italia.
[2]Dipartimento di Scienze Ambientali, Università Cà Foscari Venezia, Italia.

ANALISI DEI POPOLAMENTI FITOPLANCTONICI NELLA LAGUNA DI VENEZIA DAL 1977 AL 2004

PHYTOPLANKTON ANALYSIS IN THE LAGOON OF VENICE FROM 1977 TO 2004

Abstract

A large data set concerning the temporal distribution of phytoplankton in the Lagoon of Venice is here considered. The seasonal variability and the succession of the main taxa have been described. A comparison between recent data (1997-2004) and older data (1977-1980) is also presented, in order to evaluate the long term trends of phytoplankton abundance and group composition.

Key-words: *Lagoon of Venice, phytoplankton, temporal variations.*

Introduzione

Questo lavoro scaturisce dall'esigenza di iniziare a predisporre un quadro sintetico e realistico sullo stato delle comunità fitoplanctoniche nella laguna di Venezia. Ciò è stato possibile analizzando il cospicuo set di dati, raccolti dal 1977 ad oggi, valutato nell'ambito delle complesse distribuzioni spazio-temporali delle forzanti fisiche e chimiche, dei diversi impatti antropici e della grande eterogeneità morfologica della laguna. I dati raccolti implicano problematiche legate a diverse dinamiche di scala temporale, in microhabitat molto eterogenei tra loro per la variabilità delle condizioni idrochimiche di base dell'acqua: da acque saline, nelle bocche di porto e nelle loro aree limitrofe, ad acque salmastre, influenzate dai carichi portati dal bacino scolante, in aree che lambiscono la terra e che sono lontane dal mare. I popolamenti fitoplanctonici subiscono inoltre l'influenza della batimetria lagunare, estremamente eterogenea, per la presenza di fosse e canali profondi, di canali meno profondi (<10 m), di velme, di paludi, di zone intertidali, soggette a periodiche emersioni ed immersioni, scandite dal ritmo della marea. Si descrive qui la fisionomia stagionale dei principali gruppi tassonomici del fitoplancton e la successione dei principali taxa durante l'anno. Vengono inoltre confrontati dati recenti (1997-2004) con dati raccolti alla fine degli anni '70, per evidenziare eventuali cambiamenti avvenuti nel corso degli anni legati a modificazioni antropiche e/o ai cambiamenti climatici.

Materiali e metodi

Il set di dati consta di 2089 campioni da conteggio, prelevati nella laguna di Venezia (Fig. 1), contestualmente ai dati idrochimici, da giugno 1977 a marzo 2004, con diverse frequenze (passi di scala con dinamiche orarie, mensili, annuali

e pluriennali) e localizzazione delle stazioni, perché mirate agli obiettivi specifici di ciascun progetto. I campioni sono stati fissati in formalina neutralizzata ed analizzati al microscopio invertito secondo il metodo Utermöhl (1958), i conteggi sono stati realizzati su un numero di cellule statisticamente significativo (Zingone *et al*., 1990). Dalle osservazioni fin qui condotte si è notato che esiste una forma di sincronismo delle specie, ovvero ciascun taxon può crescere e svilupparsi in aree diverse, con abbondanze diverse, ma sempre nello stesso periodo stagionale. Partendo da questo principio, si è cercato di costruire delle fisionomie stagionali per il fitoplancton, mediando i dati sull'intero bacino e sull'intero periodo considerato. Lo scopo è stato infatti definire successioni "standard" dei principali taxa durante l'anno che possano rappresentare un modello medio di riferimento per qualsiasi situazione puntiforme da confrontare. Per analizzare invece le eventuali differenze tra dati recenti e dati di fine anni '70, si è applicato il test non parametrico di Mann-Whitney, su due subset di dati omogenei per frequenza temporale (distribuiti durante gli anni dal 1977 al 1980 e dal 1997 al 2004, con cadenza quindicinale-mensile), confrontandone le mediane (Boyer *et al*., 2000).

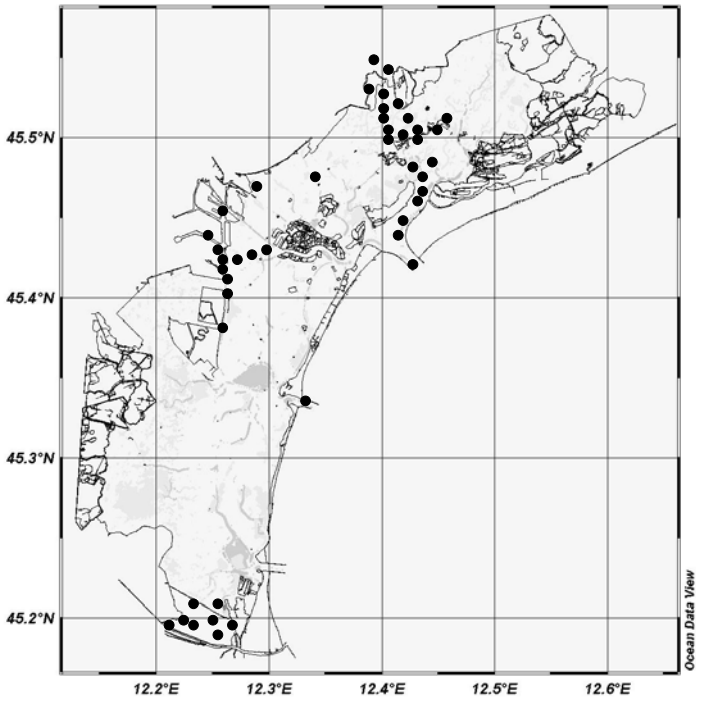


Fig. 1 - Laguna di Venezia. Stazioni campionate.
Lagoon of Venice. Sampling stations.

Risultati

L'andamento generale mediato sull'intero periodo descrive la stagionalità dei popolamenti, rappresentata da una netta crescita da gennaio ai mesi primaverili, da un leggero decremento in maggio-giugno, poi da un picco a luglio, seguito da

una caduta di tarda estate e da un progressivo decremento autunnale (Fig. 2). Per quanto riguarda le frazioni dei gruppi tassonomici, le diatomee rappresentano il 72%, le nanoflagellate il 27%, le dinoflagellate soltanto l'1% del popolamento in termini di abbondanza. Durante l'anno dominano nettamente le diatomee nei periodi marzo-aprile e luglio-settembre, mentre si osserva un maggior bilanciamento tra quest'ultime e le nanoflagellate negli altri mesi dell'anno (Fig. 2). Su un numero ridotto di taxa, ritenuti i più rappresentativi per frequenza ed abbondanza

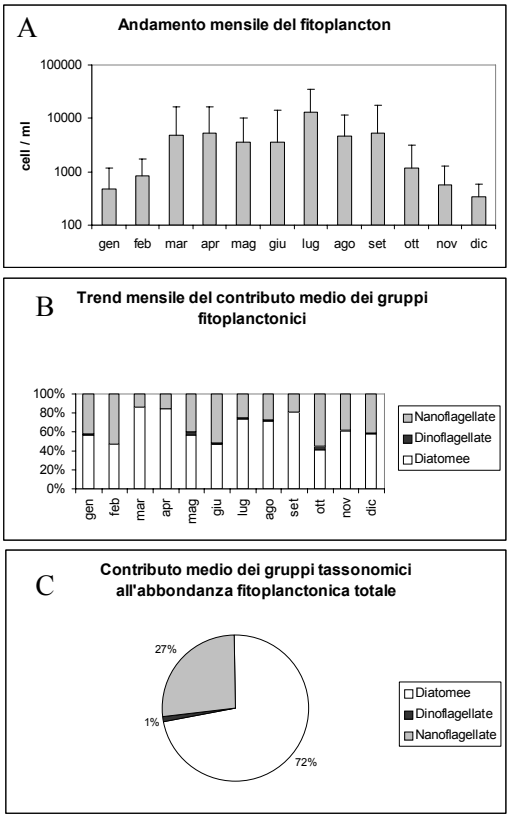


Fig. 2 - A) Ciclo annuale dell'abbondanza fitoplanctonica ottenuta sull'intero set di dati; B) ciclo annuale del contributo dei gruppi fitoplanctonici all'abbondanza totale; C) contributo medio dei gruppi fitoplanctonici alla abbondanza totale.

A) Annual cycle of phytoplankton abundance (mean ± standard deviation from the whole data set); B) average contribution of phytoplankton groups to total abundance during the year; C) average contribution of phytoplanktom groups to total abundance.

e riportati come esempio in Fig. 3, si è costruito un andamento temporale durante l'anno ottenuto dall'intero set di dati. La maggior parte dei taxa considerati segue un andamento generale in fase con quello della temperatura, dimostrato per le diatomee pennate *Nitzschia frustulum* e *Cylindrotheca closterium*, considerate fra le specie di origine bentonica più rappresentative (Fig. 3 e 4), e per alcune diato-

mee pelagiche, introdotte in laguna dalle ingressioni di acque costiere nord adriatiche (*Cerataulina pelagica*, *Chaetoceros compressus* e *Proboscia alata*). La diatomea pelagica *Skeletonema costatum*, invece presenta il classico andamento tardo invernale-primaverile. Risulta inoltre perennante la distribuzione temporale delle nanoflagellate, delle Cryptophyceae e di *Navicula* spp,. mentre altre pennate bentoniche (*Cocconeis scutellum* ed *Amphora* sp.) compaiono con maggior frequenza nelle stagioni intermedie.

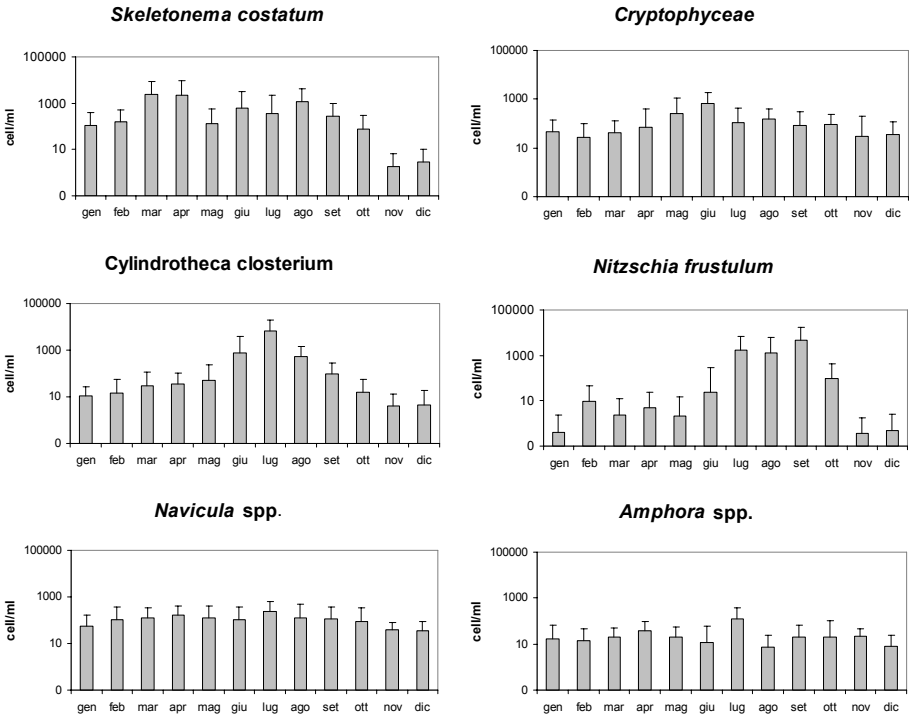


Fig. 3 - Ciclo annuale dell'abbondanza delle entità tassonomiche ottenuta sull'intero set di dati. *Annual cycle of the indicated taxa (mean ± standard deviation from the whole data set).*

L'analisi dei dati evidenzia l'estrema variabilità ambientale, che si ripercuote nel determinare biomasse ed abbondanze nei popolamenti planctonici lagunari, estremamente diversificate nell'alternarsi delle stagioni durante l'anno; ma il riazzeramento delle condizioni invernali in anni successivi permette in genere ripartenze standardizzate del fitoplancton all'inizio di ciascun anno. Nonostante l'estrema variabilità temporale ed i diversi impulsi scanditi da passi temporali molto eterogenei, i cicli di variazione lagunari durante l'anno e le correlazioni ottenute tra le abbondanze fitoplanctoniche con le temperature dell'acqua evidenziano, più nettamente rispetto ai cicli marini, l'alternanza di periodi caldi e di periodi freddi, uniti da brevi periodi di transizione. D'altronde nelle aree interne, a basso fondale, le temperature dell'acqua spesso raggiungono d'inverno il punto di congela-

mento, mentre queste ultime difficilmente scendono in mare al di sotto di 5 °C e soltanto nella stretta fascia costiera (Bernardi Aubry *et al*., 2004). Al contrario in estate molte specie termofile riconoscono negli ambienti interni condizioni molto favorevoli per il loro metabolismo e talvolta temperature tra 25 e 30 °C possono innescare forti crescite esponenziali del fitoplancton, fino ad abbondanze superiori a 10^8 cellule dm^{-3}.

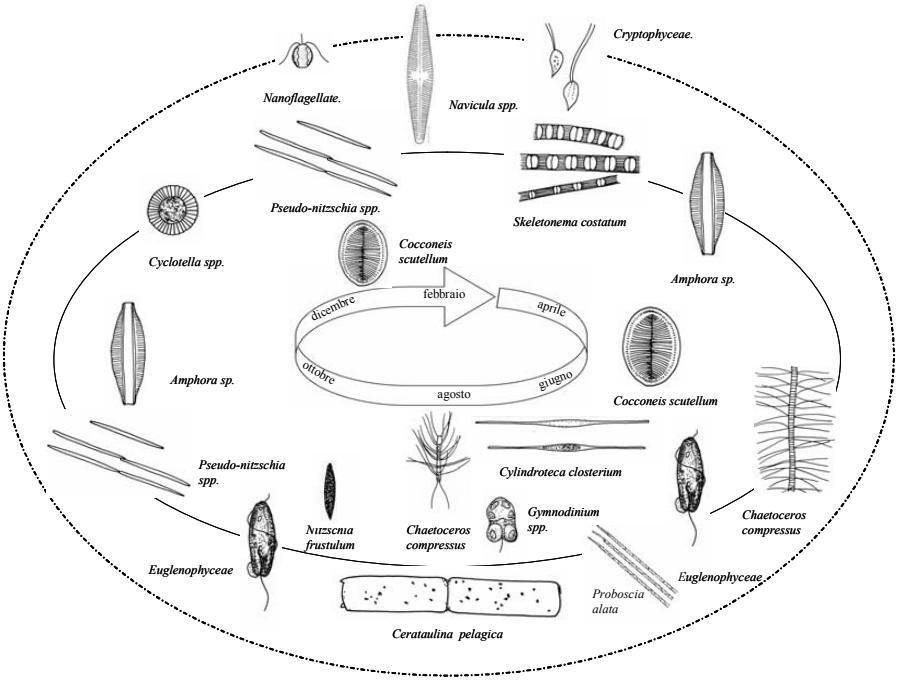


Fig. 4 - Rappresentazione schematica della successione delle specie fitoplanctoniche, su un ciclo annuale nella laguna di Venezia (dati 1977-2004). Le specie posizionate nell'ellisse esterna costituiscono forme perennanti.

Schematic representation of species succession over an annual cycle in the lagoon of Venice (data from 1977 to 2004). The species in the external ellipse are perennant taxa.

Per quanto riguarda invece le variazioni pluriennali, confrontando i dati raccolti nel periodo 1977-1980 con quelli recenti, ottenuti negli anni 1997-2004 (Tab. 1), si è dimostrato, soprattutto nei canali lagunari, un aumento significativo dell'abbondanza fitoplanctonica imputabile a seguenti fattori:

1) una maggior risospensione dei sedimenti lagunari legati all'aumento intensivo dell'attività di pesca sul bivalve *Tapes*, esercitato in tutta la laguna negli ultimi anni, che avrebbe favorito la mobilizzazione delle diatomee bentoniche epipsammiche dai sedimenti, portandole ad uno stile di vita pelagico, in acque contenenti grandi quantità di ortosilicato;
2) la diminuzione della biomassa a macroalghe negli anni recenti (Sfriso *et al*., 2003) che avrebbe provocato una minor domanda di azoto inorganico disciolto, rendendo questo nutriente maggiormente disponibile per il fitoplancton e favorendone la crescita.

Tab. 1 - Mediane delle abbondanze fitoplanctoniche dei due periodi indicati e risultati del test di Mann-Withney (N, numero di osservazioni; *=p<0,05; **=p<0,01).

*Medians of phytoplankton abundance in the indicated periods and results of Mann-Withney test (N, observation number; *=p<0,05; **=p<0,01).*

	autunno					inverno					primavera					estate				
	1977- 1980		1997 - 2004			1977- 1980		1997 - 2004			1977- 1980		1997 - 2004			1977- 1980		1997 - 2004		
Acque polialine	N	mediana	N	mediana	p	N	mediana	N	mediana	p	N	mediana	N	mediana	p	N	mediana	N	mediana	p
Fitoplancton (cell/ml)	60	216	50	449	0.001**	60	312	41	927	0.026*	104	952	72	3931	0.000**	101	1233	60	8645	0.000**
Diatomee (cell/ml)	60	125	49	150	0.025*	60	189	40	460	0.001**	104	375	72	1075	0.000**	101	637	60	3748	0.000**
Nanoflagellate (cell/ml)	60	78	49	277	0.000**	60	112	40	376	0,386	104	337	72	2016	0.000**	101	383	60	2394	0.000**
	autunno					**inverno**					**primavera**					**estate**				
	1977- 1980		1997 - 2004			1977- 1980		1997 - 2004			1977- 1980		1997 - 2004			1977- 1980		1997 - 2004		
Acque eualine	N	mediana	N	mediana	p	N	mediana	N	mediana	p	N	mediana	N	mediana	p	N	mediana	N	mediana	p
Fitoplancton (cell/ml)	125	567	45	429	0,128	108	252	42	707	0.002**	105	475	27	2195	0.000**	93	1250	47	3360	0.000**
Diatomee (cell/ml)	125	325	45	98	0,258	108	117	42	311	0.010*	105	83	27	510	0.000**	93	867	47	958	0,062
Nanoflagellate (cell/ml)	125	116	45	276	0.018*	108	97	42	278	0.000**	105	325	27	970	0.000**	93	200	47	1294	0.000**

Conclusioni

Molti spunti possono emergere dalle analisi qui riportate sui popolamenti fitoplanctonici, per ricavare elementi di riflessione sullo stato dell'ecosistema lagunare. Sebbene sia più facile operare delle diagnosi utilizzando punti di riferimento stanziali quali quelli rappresentati dai popolamenti bentonici, anche quelli planctonici, essendo legati al regime pelagico, possono essere utilizzati per monitorare eventi ambientali acuti, in quanto in grado di seguire le masse d'acqua e di ricevere continui impulsi di energia prodotti in aree diverse. Il fitoplancton lagunare rappresenta perciò un elemento molto reattivo e sembra rispondere ad eventi sfavorevoli in tempi molto rapidi. Per analoghe ragioni emerge che lo studio delle strutture di comunità possano dare molte indicazioni, ed esprimere elementi tendenziali, anche se appare difficile individuare dei criteri soglia o degli indici sintetici relativi al fitoplancton, per definire lo stato di qualità dell'ambiente

Queste considerazioni dimostrano comunque quanto lo studio delle strutture dei popolamenti fitoplanctonici possa divenire importante per indicare lo stato trofico di un ambiente. La serie temporale dal 1997 ad oggi non è più stata interrotta; perciò sarà importante continuarla anche nell'ambito dei nuovi progetti proposti con ricerche ecologiche a lungo termine, per contribuire alle conoscenze di un sistema così complesso ed in continua evoluzione come la laguna di Venezia.

Summary

A large data set (1977-2004), concerning the temporal distribution of phytoplankton in the Lagoon of Venice is here considered; these data have been focused on phytoplankton communities obtained within the framework of differing research projects. In general diatoms represented the main phytoplanton group (72%), followed by nanoflagellates (27%) while dinoflagellates were only 1% of total abundance. The seasonal variability and the succession of the main taxa have been described: most of them were termophilic diatoms, as *Nitzschia frustulum*, *Cylindrotheca closterium*, *Cerataulina pelagica, Chaetoceros compressus* and *Proboscia alata*. Conversely the pelagic diatom *Skeletonema costatum* showed a trend characterised by late winter-early spring maxima. A comparison between recent data (1997-2004) and older data (1977-1980) is also presented, in order to evaluate the long term trends of

phytoplankton abundance and group composition in the lagoon of Venice. Comparing the two data sets, a general increase of phytoplankton abundance in recent data was observed, because of more frequent diatom blooms favoured by a mobilisation of benthic epipsamic diatoms from sediments, resulting in a more pelagic life style.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano il Magistrato alle Acque che attraverso il suo concessionario, Consorzio Venezia Nuova, ha contribuito ad implementare il data set con i dati raccolti nell'ambito del progetto ICSEL Gli autori ringraziano inoltre il sig. Stefano Tortato per la preparazione dei disegni.

Bibliografia

BERNARDI AUBRY F., BERTON A., BASTIANINI M., SOCAL G., ACRI F. (2004) - Phytoplankton succession in a coastal area of the NW Adriatic over a 10-years sampling period (1990-1999). *Continental Shelf Resesarch,* **24/1**: 97-115.

BOYER J.N., STERLING P., JONES R.D. (2000) - Maximizing information from a water quality monitoring network through visualisation techniques. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **50**: 39-48.

SFRISO A., FACCA C., GHETTI P.F. (2003) - Temporal and spatial changes of macroalgae and phytoplankton in a Mediterranean coastal area. The Venice Lagoon as a case of study. *Mar. Environm. Res*., **56**: 617-636.

UTERMÖHL H. (1958) - Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, **9**: 1-38.

ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990) - Fitoplancton. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D., Ribera D'Alcalà M. (eds), Metodi nell'ecologia del plancton marino. *Nova Thalassia,* **11**: 183-198.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 185-191

F. Tamberlich, M. Celio, A. Bussani, C. Comici, F. Voltolina, N. Burba

Laboratorio di Biologia Marina di Trieste, Via A. Piccard, 54 – 34010 Trieste, Italia.
tamberli@univ.trieste.it

ANALISI DELLA DISTRIBUZIONE TEMPORALE DI CARBONIO ORGANICO E AZOTO IN FASE PARTICELLATA IN ACQUE INFLUENZATE DA INPUT FLUVIALE

TEMPORAL DISTRIBUTION OF PARTICULATE ORGANIC CARBON AND PARTICULATE NITROGEN IN A REGION OF FRESHWATER INFLUENCE

Abstract

Time series (1998-2004) of particulate organic carbon (POC) and particulate nitrogen (PN) concentrations, collected in the Gulf of Trieste 3 km off Isonzo river mouth, were studied. An inverse relationship between POC-PN concentration and Isonzo river height was found, suggesting that Isonzo river inputs may represent a dilution factor for the POC and PN in the Gulf. Such relationship was particularly clear for POC in 2003, when the river height was exceptionally low and the annual mean of POC concentration was the highest. Moreover the anomalous meteorological and oceanographic conditions observed in 2003, may have contributed to store the POC and PN in the water column.

Key-words: *particulate organic carbon, particulate organic nitrogen, chlorophyll a, river flow, Gulf of Trieste.*

Introduzione

Il Golfo di Trieste è caratterizzato da un'elevata variabilità delle caratteristiche idrologiche, indotta dai molti forzanti che influenzano l'area. Tra questi i principali sono: le forti differenze annuali nei valori estremi di temperatura, l'effetto del vento sulla circolazione delle masse d'acqua, l'influenza della corrente di gradiente istro-dalmata e delle correnti di marea, gli apporti fluviali provenienti dalla pianura friulana e dal Carso (Celio *et al.*, 2002).

Il fiume Isonzo ha una portata media di 204 m^3/s (Raicich, 1994) e fornisce circa il 90% degli apporti fluviali del Golfo (Olivotti *et al.*, 1986). In particolari condizioni la portata può superare i 1500 m^3/s, causando una drastica diminuzione nei valori di salinità superficiale (<20) nell'intera parte settentrionale del Golfo (Naudin *et al.*, 1996).

Il carbonio organico particellato è generalmente costituito da detrito ad eccezione dei periodi di fioritura algale quando prevale la frazione vivente. In particolare, il POC ed il PN possono essere composti da residui organici quali cellule planctoniche morte, fecal pellets e dalla flocculazione di materiale organico disciolto in forma amorfa. In ambiente d'estuario, la distribuzione del particellato sospeso dipende dall'interazione tra acque dolci e marine, dalle caratteristiche del flusso fluviale, dalle condizioni meteorologiche e dalle proprietà idrologiche e idrodinamiche del bacino.

In questo studio è stata analizzata l'influenza degli apporti fluviali dell'Isonzo sulla variabilità temporale del particellato sospeso (POC e PN) nella stazione T25 (prof. 12 m), sita a 3 km dalla foce del fiume (Fig. 1), durante gli anni compresi tra il 1998 ed il 2004.

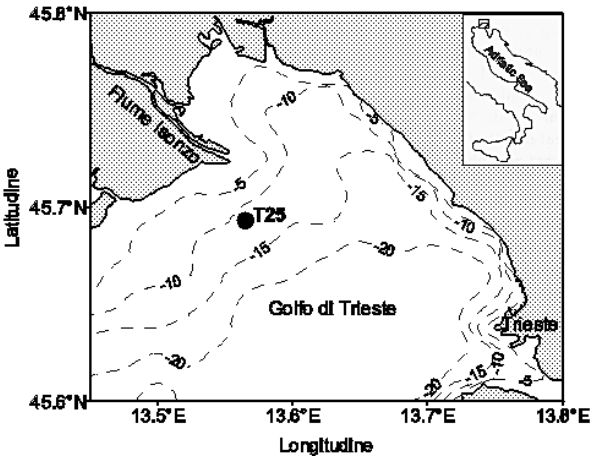


Fig. 1 - Golfo di Trieste. Foce del fiume Isonzo e posizione della stazione T25.
Gulf of Trieste. Isonzo river mouth and position of station T25.

Materiali e metodi

Le misure orarie dell'altezza idrometrica dell'Isonzo, sono state fornite dall'Unità Operativa Idrografica di Udine della Regione Friuli Venezia Giulia e sono state registrate nella stazione di misura di Turriaco (GO). Si è preferito analizzare tale parametro, a causa della particolare geomorfologia dell'alveo, la cui sezione subisce delle modificazioni durante gli eventi di piena fluviale che non consentono di definire una curva di deflussi da cui calcolare la portata.

Le caratteristiche idrologiche della st. T25 sono state studiate effettuando dei profili verticali, con frequenza mensile utilizzando una sonda CTD Idronaut 316 dal gennaio 1998 al settembre 2003 e Seabird 19 Plus dall'ottobre 2003 al dicembre 2004. Le misure sono state sottoposte ad un controllo di qualità che ha fornito i dati mediati ad intervalli di 1 m. L'irradianza PAR, è stata misurata mediante una sonda Biospherical PNF-300 dotata di sensore di riferimento QSR-240.

I campioni d'acqua superficiali e di fondo sono stati raccolti utilizzando bottiglie di campionamento Niskin da 5 L e filtrati a bordo dell'unità di ricerca.

Il POC ed il PN sono stati determinati, usando un CHNS elemental analyzer dopo aver rimosso i carbonati con HCl (Hedges e Stern, 1982).

La clorofilla *a* è stata determinata mediante analisi spettrofluorimetrica (Lorenzon e Jeffrey, 1980).

Risultati

L'altezza idrometrica dell'Isonzo presenta un incremento dal 1998 (media annuale: 140 cm) al 2000 (media annuale: 163 cm) per poi decrescere e raggiungere il minimo nel 2003 (media annuale: 72 cm), durante il quale gli apporti fluviali sono stati estremamente ridotti.

Nel 2004 si osserva un incremento degli apporti e il valore medio dell'altezza

idrometrica (media annuale: 123 cm) è leggermente inferiore al valore medio normale di 131 cm riferito al periodo dal 1998 al 2004 (Fig. 2).

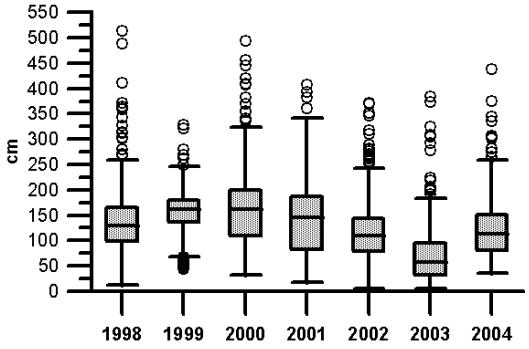


Fig. 2 - Altezza idrometrica dell'Isonzo nella stazione di misura di Turriaco (GO). Dati forniti dall'Unità Operativa Idrografica di Udine della Regione Friuli Venezia Giulia.
Hydrometric height of Isonzo river measured at Turriaco (GO). Data provided by Unità Operativa Idrografica di Udine of Regione Friuli Venezia Giulia.

Dal 1998 al 2001 la salinità superficiale presenta una notevole variabilità intra-annuale probabilmente dovuta alla maggiore frequenza di portate isontine a carattere impulsivo e d'elevata entità che determinano, talvolta, salinità inferiori a 30. Nei due anni successivi si osserva un generale incremento del tenore alino del bacino, con valori eccezionalmente elevati (mediana maggiore di 38) e stabili nel tempo registrati nel 2003 (Celio *et al.*, 2006). Nel 2004 si registra una diminuzione della salinità in corrispondenza dell'incremento degli apporti fluviali. In prossimità del fondo, tale parametro risente in misura minore degli apporti fluviali ed i valori si distribuiscono tra 35 e 38.4. Inoltre, nel 2003, si osserva una particolare omogeneità alina della colonna d'acqua (Fig. 3).

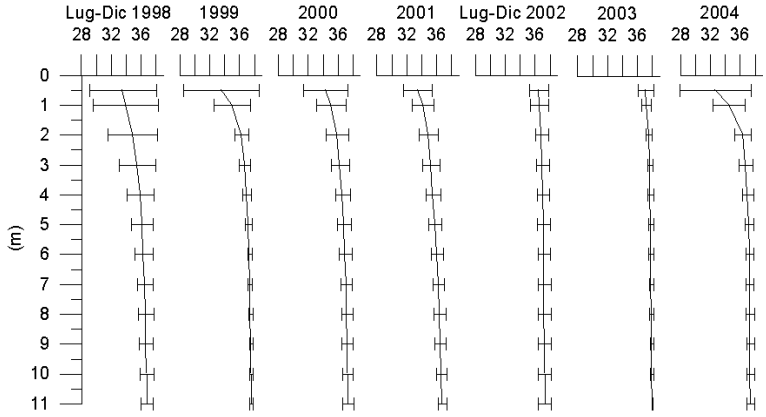


Fig. 3 - Profili verticali di salinità nella stazione T25 (valore medio e deviazione standard).
Vertical profiles of salinity in T25 station (mean values and standard deviations).

Confrontando le serie temporali dei parametri analizzati, anche se non si riscontra una ben definita correlazione lineare, si osserva una diminuzione della concentrazione di POC e PN in corrispondenza di un aumento dell'altezza idrometrica. Ciò è particolarmente evidente per la distribuzione temporale del POC, mentre lo è in misura minore per quella superficiale del PN. Infatti, i valori minimi delle mediane annuali del POC superficiale, pari a 242.8 μg L^{-1} e 199.5 μg L^{-1}, si osservano rispettivamente nel 2000 e 2004, anni caratterizzati da un incremento degli apporti isontini, mentre il massimo (338.3 μg L^{-1}) si registra nel 2003, anno caratterizzato da scarsità d'acqua dolce nel golfo. Il valore massimo delle mediane annuali del PN superficiale si osserva, invece, nel periodo luglio-dicembre 2002 anche se tale valore risente del ridotto numero di campionamenti; i valori minimi di 36.5 μg L^{-1} e 38.2 μg L^{-1} sono presenti rispettivamente nel 1999 e nel 2004. I campionamenti di entrambi i parametri in prossimità del fondo evidenziano i massimi delle mediane annuali (POC: 455.1 μg L^{-1}, PN: 76.1 μg L^{-1}) nel 2003 (Fig. 4).

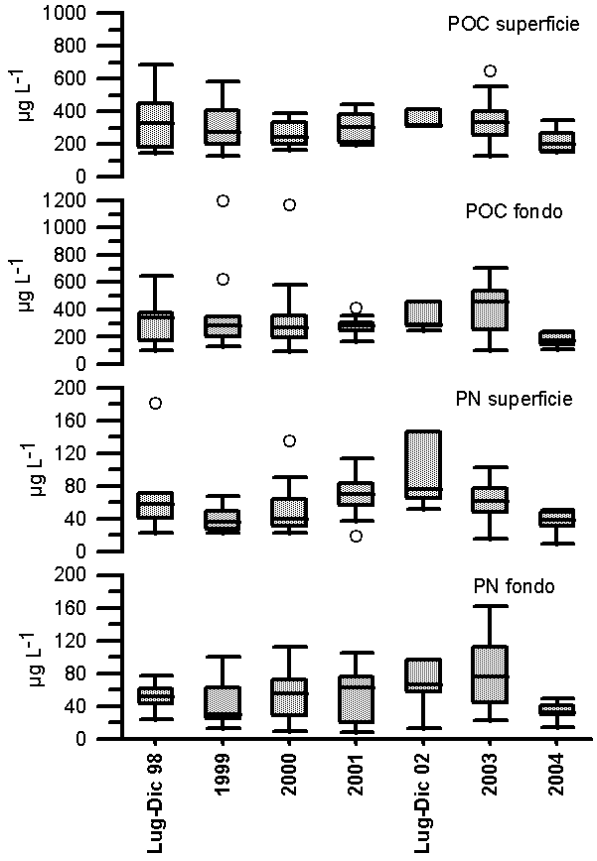


Fig. 4 - Boxplots di POC e PN nella stazione T25.
Boxplots of POC and PN in T25 station.

La relazione inversa osservata è particolarmente esaltata nel 2003, quando ai bassi valori delle altezze idrometriche misurate nel periodo gennaio-ottobre corrispondono le alte concentrazioni di particellato organico, mentre l'incremento dell'apporto isontino del periodo successivo è seguito da una decisa diminuzione delle concentrazioni di POC e PN (Fig. 5).

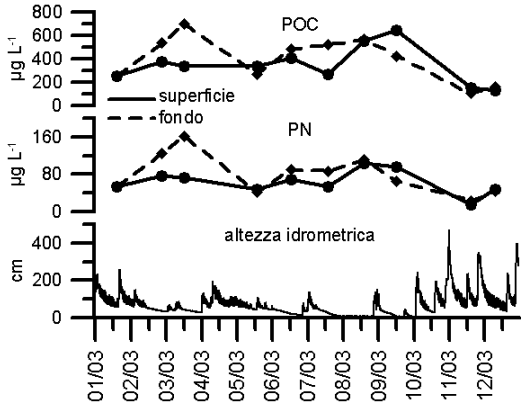


Fig. 5 - Distribuzione temporale della altezza idrometrica dell'Isonzo (Turriaco-GO) e del POC e PN (St. T25) nel 2003.
Time plot of hydrometric height of Isonzo river (Turriaco-GO) and of POC, PN (St. T25) in 2003.

Dal confronto tra le concentrazioni del particellato organico e della clorofilla *a* è osservabile un andamento simile per il periodo 1998-2002, invece nel 2003 all'incremento del POC e PN corrisponde un decremento della clorofilla *a* (Fig. 6) nonostante l'aumentata disponibilità d'irradianza PAR nella colonna d'acqua. È importante sottolineare che il 2003 è stato caratterizzato da scarsa produttività e dall'assenza delle tipiche fioriture fitoplanctoniche "primaverili" (De Vittor, 2004).

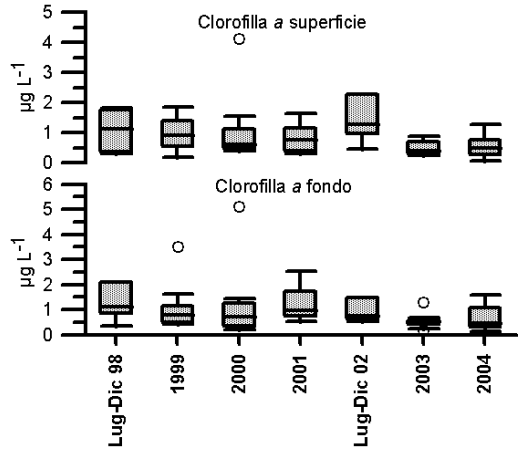


Fig. 6 - Boxplots della clorofilla a nella stazione T25.
Boxplots of chlorophyll a in T25 station.

Conclusioni

L'analisi della serie temporale del POC e del PN nelle acque costiere influenzate dagli apporti isontini, ha evidenziato una relazione inversa tra concentrazione e apporti fluviali. Ciò è provocato dall'effetto di diluizione delle acque isontine che probabilmente si presentano povere di sostanza organica, come già osservato da altri autori per il Po (Pettine *et al*., 1998) e per molti altri fiumi (Meybeck, 1982).

La relazione diretta osservata negli anni 1998-2002 tra il particellato organico e la clorofilla *a* indica che il POC ed il PN potrebbero dipendere principalmente dalle fioriture algali, come già osservato in anni precedenti da Cabrini *et al*. (1997) per l'area costiera del Golfo di Trieste.

Le anomale caratteristiche del 2003 hanno prodotto un'alterazione della relazione diretta tra il particellato organico e la clorofilla *a* che ha presentato valori particolarmente bassi. La generale omogeneità alina, la scarsa dinamica delle masse d'acqua, la forte stabilità della colonna dovuta all'elevato gradiente termico superficie-fondo (13 °C/20 m) e la conseguente riduzione dei flussi di trasporto verticale hanno, di conseguenza, favorito l'accumulo del POC e del PN nel bacino.

Summary

The hydrological characteristics of the Gulf of Trieste are strongly affected by a number of factors. Among these Isonzo river plays a major role in the water mass dynamics of the basin and in the biogeochemical processes that take place in the Gulf. On the grounds of these considerations, time series (1998-2004) of POC and PN concentrations, collected monthly in the Gulf of Trieste 3 km off Isonzo river mouth, were studied along with salinity, chlorophyll *a* concentration, PAR irradiance and hourly data of Isonzo river height.

An inverse relationship between POC-PN concentration and Isonzo river height was found, suggesting that Isonzo river inputs may represent a dilution factor for the POC in the Gulf. Such relationship was particularly clear for POC in 2003, when the river height was exceptionally low and the annual mean of POC concentration was the highest. Moreover the anomalous meteorological and oceanographic conditions observed in 2003, may have contributed to store the POC in the water column. In fact the extremely high salinity waters that were uniformly distributed in the Gulf and the nearly absent river inputs indicate that the Gulf circulation was considerably lower than usual; also the presence of a very strong thermocline may have sensibly reduced the vertical transport processes and, consequently, the sedimentation rate. Finally, from the observation of the low values of chlorophyll *a* concentration in 2003, the detrital origin of the POC increase in 2003 can be supposed.

Ringraziamenti

Si ringraziano la dott.ssa Cinzia De Vittor del Laboratorio di Biologia Marina di Trieste per le analisi della clorofilla *a* e il p.e. Alberto Deana, Coordinatore dell'Unità Operativa Idrografica di Udine della Regione Friuli Venezia Giulia, per aver gentilmente fornito i dati relativi alle altezze idrometriche del fiume Isonzo nella stazione di Turriaco (GO).

Bibliografia

CABRINI M., SALVI C., COK S. (1997) – Rapporti tra le condizioni ambientali e il particellato nel golfo di Trieste. *Biol. Mar. Medit*., **4** (1): 577-578.

CELIO M., COMICI C., BUSSANI A. (2002)-Thermohaline anomalies in the spring and early summer of 2000 in the Gulf of Trieste. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.,* **23** (1): 101-110.

CELIO M., MALAČIČ V., BUSSANI A., ČERMELJ B., COMICI C., PETELIN B. - The coastal scale observing system component of ADRICOSM: Gulf of Trieste network. *Acta Adriatica*, **47** (Suppl. 2): (in press).

DE VITTOR C. (2004) – *Carbonio organico disciolto nel golfo di Trieste: stima della frazione biodegradabile*. XVI ciclo del dottorato di ricerca in metodologie di biomonitoraggio dell'alterazione ambientale. Università degli Studi di Trieste, Dipartimento di Biologia.

HEDGES J.I., STERN J.H. (1984) - Carbon and nitrogen determinations of carbonate-containing solids. *Limnol. Oceanogr*., **29**: 657-663.

LORENZEN C.J., JEFFERY S. (1980) - Determination of chlorophyll in sea water. *Technical Papers in Marine Science*. SCOR-UNESCO, **35**: 1-20.

MEYBECK M. (1982) - Carbon nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.*, **282**: 401-450.

NAUDIN J.J., MALAČIČ V., CELIO M. (1996) - Hydrological characteristics of the Gulf of Trieste (Northern Adriatic) during high fresh-water input in early summer. In: T.S. Hopkins, A. Artegiani, G. Cauwet, D. Degobbis, A. Malej (eds), *Ecosystem Research*. The Adriatic Sea (EUR 18834), European Community, **32**: 71-81.

OLIVOTTI R., FAGANELI J., MALEJ A. (1986) - Impact of organic pollutants on coastal waters, Gulf of Trieste. *Wat. Sci. Tech*., **18**: 57-68.

PETTINE M., PATROLECCO L., CAMUSSO M., CRESCENZIO S. (1998) - Transport of carbon and nitrogen to the Northern Adriatic Sea by the Po river. *Estuar. Coast. Shelf Sci*., **46**: 127-142.

RAICICH F. (1994) - Note of the flow rates of the Adriatic rivers. *Technical Report RF 02/94*. CNR Istituto Sperimentale Talassografico, Trieste: 6 pp.

Questo lavoro è stato attuato nell'ambito dei Progetti di Ricerca "Interreg II" e "Interreg III" finanziati dalla Unione Europea.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 192-196

D. Veneri, F. Bianchi

CNR, Istituto di Scienze Marine, Sistemi Marini e Costieri, Castello, 1364/A - 30122 Venezia, Italia.
franco.bianchi@ismar.cnr.it

SERIE TEMPORALI IN ADRIATICO SETTENTRIONALE: VARIAZIONI DELLA CLOROFILLA *A* DAL 1986 AL 2000

TIME SERIES IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA: CHLOROPHYLL A *VARIATIONS FROM 1986 TO 2000*

Abstract

Long term trends of chlorophyll data in the Northern Adriatic sea are reported for 1986-2000. The mean value of more than 6000 samples was 1.8 µg·dm^{-3} (sd=3.3). According to the different water masses in this basin, the whole data-set has been divided into 3 salinity classes. Because of the different numbers of observations in each year, data has been grouped into five-years clusters.

Key-words: *Northern Adriatic Sea, chlorophyll* a*, time series.*

Introduzione

È riconosciuta, in ecologia, l'importanza delle serie storiche, poiché dalla loro analisi possono derivare numerose e importanti informazioni sulle tendenze evolutive dei processi biogeochimici (Powell e Steele, 1995; Visser *et al.*, 1996). In letteratura, è abbastanza raro imbattersi in serie storiche di dati di ambiente marino, soprattutto per l'intrinseca difficoltà nella conduzione della fase sperimentale, anche a mesoscala, e per la relativa novità dell'approccio multidisciplinare necessario agli studi ecologici. Tra i bacini mediterranei, l'Adriatico settentrionale può essere considerato tra quelli storicamente più indagati, dato che le prime ricerche risalgono all'inizio del secolo scorso (De Marchi, 1911). Tuttavia, anche in questo bacino la distribuzione spaziale e temporale dei campionamenti non appare sufficientemente omogenea per poter parlare di "vere" serie storiche.

In questo lavoro, nell'ambito di una valutazione a lunga scala temporale dei parametri biogeochimici, vengono esposti in via preliminare alcuni risultati sulla distribuzione della clorofilla *a* da campioni prelevati da parte dell'ISMAR-CNR di Venezia nel periodo 1986-2000.

Materiali e metodi

L'area considerata è quella compresa tra 44°45'–45°40'N e 12°20'–13°36'E. Il set di dati elaborati è rappresentato da più di 6000 campioni di clorofilla *a*, che sono stati prelevati dalla superficie al fondo, filtrati con filtri in fibra di vetro ed analizzati secondo il metodo fluorimetrico (Holm-Hansen *et al.,* 1965). A causa della presenza in questo bacino di masse d'acqua con diverse caratteristiche termoaline, i campioni sono stati suddivisi secondo 3 classi principali di salinità, individuate in base alla distribuzione di frequenza: S<36 PSU (31% delle osservazioni totali), rappresentata da acque soggette a diluizione diretta da parte dei numerosi corsi d'acqua; 36<S<38 PSU (52% del totale), classe con caratteristiche intermedie tra le acque di ingressione fluviale e quelle marine vere e proprie; S>38

PSU (17% dei casi), acque ad elevata salinità, presenti in prossimità del fondo o sul margine orientale del bacino, risalenti dallo stretto di Otranto lungo la costa slovena e croata. Poiché le distribuzioni annuali dei campioni mostravano evidenti disomogeneità nel numero di osservazioni per anno, comprese tra un minimo <100 negli anni 1986 e 1994 ed un massimo >1000 nel 1987 e nel 1990, al fine di procedere ad un confronto basato su un numero di osservazioni almeno dello stesso ordine di grandezza, i campioni sono stati raggruppati in classi temporali superiori (quinquenni): n=3289 per il periodo 1986-90; n=1435 per il 1991-95; n=1609 per il quinquennio 1996-2000. Non presentando le variabili ambientali una distribuzione normale, nelle analisi dei trend mensili si è preferito utilizzare la mediana come misura della tendenza centrale (Boyer *et al.*, 2000), mentre l'elaborazione statistica è stata condotta sui dati trasformati in logaritmo (Sokal e Rohlf, 1981). I trend temporali sono stati confrontati mediante il test di Tippett fondato sul minimo (Oosterhoff, 1969). I dati ripartiti nelle classi di salinità per quinquennio sono stati confrontati su scala stagionale utilizzando l'Analisi della Varianza a due vie, una volta verificata l'omogeneità delle varianze con il test di Bartlett (Snedecor e Cochran, 1989). Sono stati utilizzati i software Statistica (StatSoft Inc.®) e Statgraphics (STSC®).

Risultati e conclusioni

Nei 15 anni considerati, la clorofilla *a* ha assunto una media in colonna pari a 1.8 μg/dm^3 (d.s.=3.3), con valori medi progressivamente decrescenti nelle classi di salinità: 3.0 (d.s.=5.2) nelle acque diluite, 1.4 (d.s.=1.7) in quelle intermedie, 1.1 μg/dm^3 (d.s.=1.3) in quelle maggiormente salate. Nelle acque diluite, la distribuzione mensile delle mediane ha mostrato evidenti picchi a gennaio (7.1 μg/dm^3) e marzo (4.2 μg/dm^3), una lieve diminuzione estiva ed una ripresa a novembre (2.3 μg/dm^3), con minimi a febbraio e dicembre (Fig. 1 e 2). È in corrispondenza di queste acque, poco salate e poco trasparenti (S=24 PSU, trasmittanza <20%), che il 1 agosto 1995 è stato rinvenuto il massimo di clorofilla *a* >90 μg/dm^3, a circa 0.6 mn dalla foce del Po, causato da un bloom fitoplanctonico (5.4×10^6 cell/dm^3) a carico di diatomee (65% del totale). Nelle acque intermedie l'andamento era simile, ma quantitativamente inferiore, con picchi a gennaio, marzo e novembre (mediane rispettivamente pari a 3.5, 1.7 e 1.7 μg/dm^3). Nelle acque ad elevata salinità il massimo era presente solo nel mese di marzo (3.0 μg/dm^3), mentre gli aumenti di novembre e dicembre erano più contenuti.

I trend temporali della clorofilla *a* per classi di salinità mostravano variazioni sempre significative per $p<0.01$, con concentrazioni in lieve aumento nelle acque diluite, in diminuzione in quelle intermedie ed ancora di più in quelle ad alta salinità (test di Bravain-Pearson; Fig. 1). Combinando, secondo il criterio di Tippet fondato sul minimo, i tre test del p value, si è ottenuto un valore estremamente significativo, dimostrando come le differenze riscontrate tra le 3 classi siano reali.

I risultati dell'Analisi della Varianza mostrano come il confronto tra quinquenni rifletta sostanzialmente il trend temporale dei dati, mentre il paragone tra le stagioni indica concentrazioni di clorofilla *a* differenti nelle diverse masse d'acqua: 1) nelle acque diluite la biomassa primaverile ed invernale è significativamente superiore a quella delle altre stagioni; 2) la situazione muta nella classe di salinità intermedia, dove le concentrazioni sono significativamente più elevate in

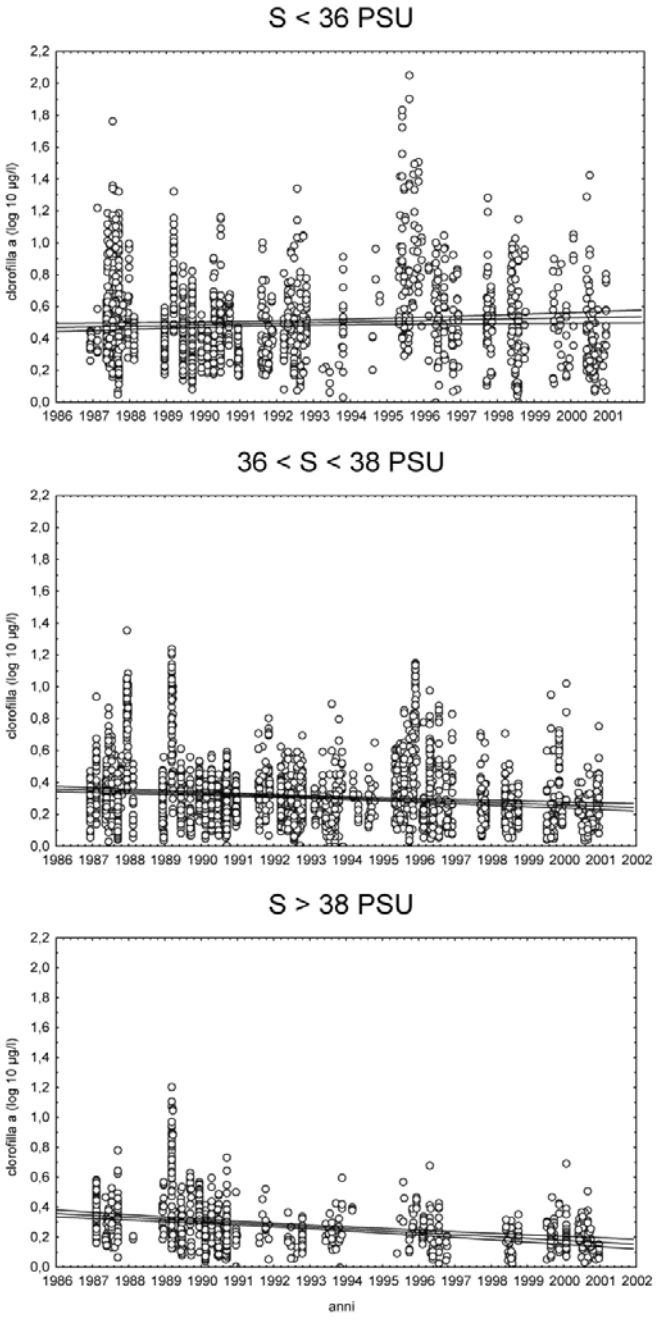


Fig. 1 - Trend temporale della clorofilla *a*, espressa come $\log_{10}$, nelle 3 classi di salinità. È mostrato il fit lineare, con relativi limiti fiduciali al 99%.

Time trends of chlorophyll a *data, as* $\log_{10}$, *for each salinity cluster. Linear fits and 99% confidence intervals are indicated.*

autunno ed in inverno; 3) in acque più salate, la clorofilla *a* aumenta gradualmente, ma significativamente, procedendo dalla primavera all'estate, autunno, inverno.

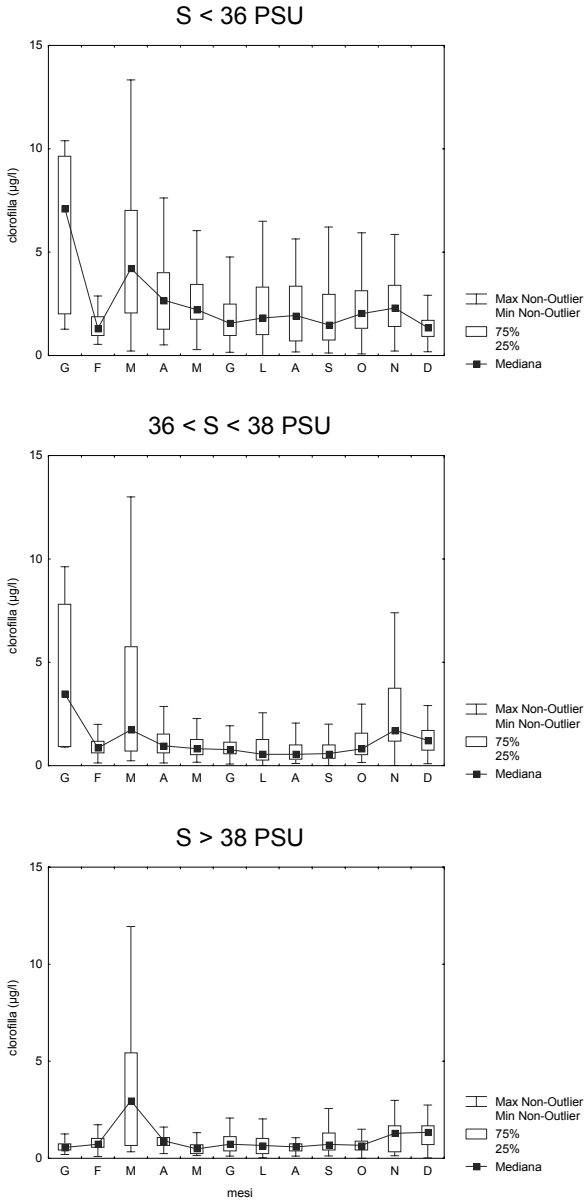


Fig. 2 - Distribuzione mensile delle mediane di clorofilla *a* nelle classi di salinità. Il quadratino indica la mediana, il box i percentili (superiore = 75%, inferiore = 25%), i tratti orizzontale il massimo ed il minimo non-outlier.

Monthly chlorophyll a *medians for each salinity cluster. Squares = medians, upper and lower boxes = 75% and 25% percentiles, horizontal lines = max and min not-outliers.*

Riassunto

Vengono esposte le variazioni a lunga scala temporale della biomassa fitoplanctonica da campioni di clorofilla *a* (n>6000) prelevati in Adriatico Settentrionale da parte dell'ISMAR/CNR di Venezia nel periodo 1986-2000. I dati sono stati raggruppati secondi quinquenni (1986-1990, 1991-1995, 1996-2000), e suddivisi secondo classi di salinità (S<36, 36<S<38, S>38). Nei 15 anni considerati, i valori medi della clorofilla *a,* nelle 3 classi di salinità, erano progressivamente decrescenti: 3.0>1.4>1.1 μg/dm^3. Nelle acque diluite, le mediane hanno evidenziato massimi a gennaio e marzo, una diminuzione estiva ed una ripresa a novembre; qui è stato rinvenuto il massimo di clorofilla *a*>90 μg/dm^3, causato da un bloom fitoplanctonico a diatomee, di fronte alla foce del Po. Nelle acque intermedie l'andamento era simile, ma quantitativamente inferiore. Nelle acque ad alta salinità il massimo era presente solo nel mese di marzo, con aumenti di biomassa a novembre e dicembre più contenuti.

Ringraziamenti

Si ringraziano Francesco Acri e Giancarlo Taroni per i suggerimenti nelle applicazioni statistiche dei dati.

Bibliografia

BOYER J.N., STERLING P., JONES R.D. (2000) - Maximizing information from a water quality monitoring network through visualisation techniques. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **50**: 39-48.

DE MARCHI L. (1911) – Risultati fisico-chimici delle prime cinque crociere Adriatiche. *Memorie R. Com. talassogr. ital.*, **3**: 1-81.

HOLM-HANSEN O., LORENZEN C.J., HOLMES R.W., STRICKLAND J.D.H. (1965) - Fluorometric determination of chlorophyll. *J. Cons. perm. Int. Explor. Mer*., **30**: 3-15.

OOSTERHOFF J. (1969) - *Combination of one sided statistical tests, Tract. n. 28*. Mathematical Center Ed., Amsterdam.

POWELL T.M., STEELE J.H. (1995) – *Ecological time series*. Chapman & Hall Ed., New York: 491 pp.

SNEDECOR G.W., COCHRAN W.G. (1989) - *Statistical Methods*. 8th Ed., Iowa State University Press, Ames: 117 pp.

SOKAL R., ROHLF J. (1981) - *Biometry*. 2nd Ed., Freeman & Co. Ed., San Francisco: 859 pp.

VISSER M., BATTEN S., BECKER G., BOT P., COLIJN F., DAMM P., DANIELSSEN D., VAN DEN EYNDE D., FOYN L., FROHSE A., GROENEVELD G., LAANE R., VAN RAAPHORST W., RADACH G., SCHULTZ H., SÜNDERMANN J. (1996) - Time series analysis of monthly mean data of temperature, salinity, nutrients, suspended matter, phyto- and zooplankton at eight locations on the north-west European shelf. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*, **48**: 299-323.

Questa ricerca è stata finanziata dal Progetto INTERREG III CBC PHARE Italia-Slovenia, linea progettuale "Oceanografia Biologica dell'Adriatico Settentrionale", convenzione ARPAV-ISMAR del 30 maggio 2003.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 197-201

P. Addis, J.M. Dean*, A. Sabatini, D. Cuccu

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
addisp@unica.it
*University of South Carolina, Baruch Institute for Marine and Coastal Science, Columbia SC, 29208.

CATTURE DI *THUNNUS THYNNUS* NELLE TONNARE DELLA SARDEGNA MERIDIONALE NEL PERIODO 1991-2004

CATCHES OF THUNNUS THYNNUS *IN TRAP FISHERY OF SOUTHERN SARDINIA DURING 1991-2004*

Abstract

An overview of Sardinian trap fishery is reported for 1991-2004. Data catches of bluefin tuna, Thunnus thynnus*, were processed with the GLM approach to identify differences due to trap, year and month effects. Results showed significant differences in catches between traps and months and those results were also significant when compared with a series of 1950-1963. Analysis of mean weight of fishes showed a negative trend and a higher value in one trap. A change in migration phenology was hypothised probably due to climatic changes.*

Key-words: Thunnus thynnus*, trap nets, fishery, phenology.*

Introduzione

La tonnara fissa è utilizzata per la pesca del tonno, *Thunnus thynnus*, durante la migrazione genetica pre e post riproduttiva. Questo attrezzo passivo, per il limitato ammodernamento e posizionamento lungo la costa, esercita un costante sforzo di pesca sulla risorsa rappresentando uno strumento di campionamento ottimale. Recentemente, uno studio condotto su 9 tonnare, ha portato ad ipotizzare una modifica dei pattern di migrazione della specie (Raviere Fromentin, 2004).

Secondo tale ipotesi, all'aumentare della temperatura nel nord Atlantico, *T. thynnus* troverebbe le condizioni ideali per riprodursi nell'oceano attenuando la migrazione nel Mediterraneo, caratteristica definita come "homing opportunistico".

Con lo scopo di approfondire alcuni aspetti sulla fenologia della specie in fase genetica, nel presente lavoro sono stati analizzati i dati di cattura di due tonnare della Sardegna sud occidentale per il periodo 1991-2004 e confrontati con una serie storica degli anni '50-'60, infine, per il periodo più recente, si è descritto il trend della struttura in peso degli esemplari pescati.

Materiali e metodi

I dati si riferiscono ai rilevamenti condotti tra l'aprile-giugno 1991-2004 (Periodo 1) presso la tonnara dell'Isola Piana e di Portoscuso. I parametri acquisiti sono stati, il numero totale (n) e peso totale (ton) dei tonni pescati in ciascuna mattanza, il peso di singoli individui (in kg) di un campione rappresentativo d'esemplari pescati in ciascun anno. I dati sono stati analizzati con la tecnica univariata Generalised Linear Modelling (GLM), adattata alle tonnare (Ortiz e

De La Serna, 2003). Le catture numeriche sono state trasformate, Ln (y+1) ed elaborate per verificare l'effetto del fattore *tonnara, mese* e *anno*.

Lo stesso procedimento è stato applicato alla serie storica di catture numeriche del 1950-1963 (Periodo 2), infine si è condotto il confronto tra i due periodi per evidenziare gli effetti dei suddetti fattori tra due serie temporali distanti. Per il 1991-2004 è stato analizzato il trend del peso medio individuale con il test di tendenza di Cox e Stuart (Zar, 1999) calcolato su 12119 esemplari per l'Isola Piana e 4305 per Portoscuso.

Risultati

Dai principali indici descrittivi della pesca delle due tonnare, si evince una dismogenea ripartizione delle catture numeriche tra periodi, con rendimenti decisamente superiori per l'Isola Piana nel Periodo 1 e per Portoscuso nel Periodo 2 (Tab. 1). La ripartizione mensile delle catture ha evidenziato uno sbilanciamento nel Periodo 1 (2, 77 e 21% rispettivamente in aprile, maggio e giugno), un maggior equilibrio nel Periodo 2 (45 e 55% in maggio e giugno rispettivamente). La distribuzione delle frequenze in classi di peso presenta un'asimmetria a destra, maggiormente evidente per l'Isola Piana; la più piccola classe in peso individuata è quella dei 20 kg per entrambe le tonnare, mentre la più rappresentata è la classe dei 30 kg per l'Isola Piana e dei 60 kg per Portoscuso (Fig. 1). Il trend del peso individuale indica che Portoscuso incide su esemplari maggiori dell'Isola Piana, con una media pari a 94.8 contro 74 kg nel periodo 1991-2004. Il test di Cox e Stuart, ha evidenziato una tendenza significativa ($p<0.1$) nella riduzione del peso medio generale.

Tab. 1 - Catture numeriche (n), ponderali (ton) delle tonnare e ripartizione mensile nei due periodi.
Catches in number (n) and weight (ton) in the trap fishery and monthly distribution in the two periods.

Periodo 1												Periodo 2					
	I. Piana		P.scuso		Tot		Peso medio		Apr	Mag	Giu		I. Piana	P.scuso	Tot	Mag	Giu
Anno	n	ton	n	ton	n	Ton	Kg	ds	n	n	n	Anno	n	n	n	n	n
2004	1107	70	155	14	1262	84	66.6	46	32	1076	154	**1963**	390	504	894	268	626
2003	872	52	418	32	1290	84	65.4	41	20	1124	146	**1962**	2729	3070	5799	2695	3104
2002	2600	177	346	46	2946	223	75.8	43	181	2246	519	**1961**	705	770	1475	790	685
2001	3120	193	-	-	3120	193	61.9	48	157	2242	721	**1960**	2177	2321	4498	2004	2494
2000	1260	78	100	7	1360	85	62.1	46	-	1130	230	**1959**	1060	859	1919	587	1332
1999	1718	83	605	44	2736*	173*	63.3	43	-	2124	612	**1958**	1805	1932	3737	1185	2552
1998	1389	80	611	40	2000	120	59.8	42	-	1470	530	**1957**	712	419	1131	597	534
1997	836	45	399	23	1235	68	54.9	-	-	1094	141	**1956**	880	798	1678	644	1034
1996	1212	84	770	55	1982	138	69.7	-	-	1646	336	**1955**	1890	2440	4330	2055	2275
1995	490	59	202	19	692	78	113.2	80	-	571	121	**1954**	1434	1200	2634	1466	1168
1994	400	30	350	34	750	64	85.6	62	-	488	262	**1953**	677	302	979	408	571
1993	615	59	307	30	922	89	96.2	56	-	569	353	**1952**	659	1059	1718	656	1062
1992	-	-	89	12	89	12	133.7	48	-	77	12	**1951**	2564	2795	5359	2528	2831
1991	300	27	64	6	364	32	88.5	34	-	210	154	**1950**	1758	3579	5337	2616	2721
m	1225	80	340	28	1482	103	69.6	-	98	1148	307	**m**	1389	1575	2963	1321	1642
sd	808	48	213	15	916	58	-	-	72	699	206	**sd**	741	1050	1741	856	927
tot	15919	1036	4416	361	20748	1443	-	-	390	16067	4291	**tot**	19440	22048	41488	18499	22989
%	78	74	22	26	-	-	-	-	2	77	21	**%**	47	53	-	45	55

* Dati cumulativi (fonte: Consociazione Tonnare Sarde)

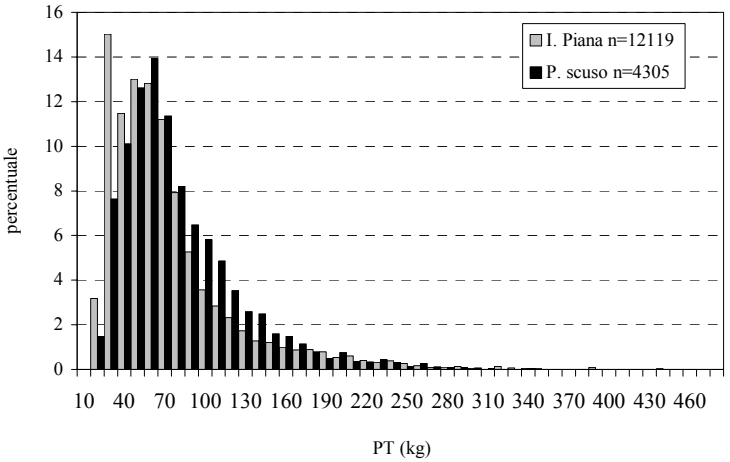


Fig. 1 - Distribuzione delle frequenze in peso dei tonni pescati nelle tonnare sarde nel periodo 1991-2004.
Frequency distribution in weight of bluefin tuna captured in Sardinian traps during 1991-2004.

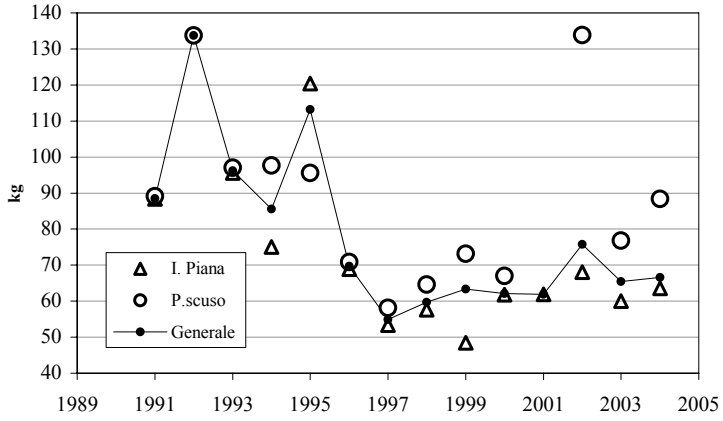


Fig. 2 - Andamento del peso medio dei tonni pescati nelle tonnare sarde.
Trend of the mean weight in bluefin tuna captured in Sardinian traps.

L'applicazione del modello GLM ha permesso di confermare l'effetto significativo del fattore *tonnara* e *mese* all'interno del Periodo 1 ($p<0.05$), mentre nessun effetto di questi fattori (incluso l'*anno*) è stato riscontrato nel Periodo 2. Conducendo il confronto tra i due Periodi, si osserva altrettanta significatività del test (Tab. 2).

Tab. 2 - Risultati del GLM applicato alle catture numeriche dei Periodi 1-2 e confronto tra Periodi.
Results of GLM applied to catches in number of fish for Period 1-2 and between Periods.

Periodo 1 (1991-2004)		Estimate	Std. Er	z value	Pr (>|z|)
	(Intercetta)	-12.9746	30.725	-0.422	0.6728
	Tonnara	-0.2991	0.1233	-2.425	**0.0153** *
	Anno	0.0083	0.0153	0.545	0.5858
	Mese	-0.3049	0.1229	-2.481	**0.0131** *
Periodo 2 (1950-1963)		Estimate	Std. Er	z value	Pr (>|z|)
	(Intercetta)	22.2125	25.9261	0.857	0.392
	Tonnara	0.0398	0.1067	0.374	0.709
	Anno	-0.0106	0.0132	-0.801	0.423
	Mese	0.0512	0.1067	0.480	0.631
Periodo 1 – Periodo 2		Estimate	Std. Er	z value	Pr (>|z|)
	(Intercetta)	1.4663	0.1327	11.050	<2e-16 ***
	Periodi	0.1845	0.0808	2.282	**0.0225** *

*Signif.: 0 `***' 0.001 `**' 0.01 `*' 0.05 `.' 0.1 ` ' 1*

Conclusioni

L'analisi descrittiva dei dati di cattura delle tonnare ha evidenziato le seguenti tendenze: una riguarda l'inversione temporale dei rendimenti tra Portoscuso e l'Isola Piana (tonnare rimaste strutturalmente invariate rispetto al passato), l'altra riguarda la modifica nella distribuzione dei rendimenti mensili.

L'analisi della varianza, condotta tramite GLM, ha confermato queste differenze e ciò può essere interpretato nel seguente modo: l'Isola Piana, localizzata off-shore rispetto Portoscuso, è meno soggetta al disturbo antropico pertanto intercetterebbe un flusso migratorio di tonni continuo fornendo, attualmente, rendimenti maggiori. Riguardo all'effetto del fattore *mese*, si manifesta con un'asimmetrica ripartizione delle catture, più sbilanciate verso il mese di maggio, tendenza che non è stata evidenziata nella serie del '50-63 in cui i rendimenti erano equamente distribuiti nei due mesi. Per contro, un'analisi condotta per una serie dell'800, aveva evidenziato una prevalenza di catture in giugno ed una piccola percentuale anche in luglio (Addis *et al*., 1997).

Il periodo 1991-2004 si caratterizza per un trend generale in crescita ed ampie fluttuazioni dei rendimenti. Ciò può essere correlato sia alla progressiva calibrazione degli attrezzi nel tempo (l'attività è stata riavviata nel 1990), sia alle condizioni meteorologiche sfavorevoli che in alcuni anni hanno limitato le operazioni in mare e danneggiato gli attrezzi. Negli ultimi due anni si riscontra un calo del pescato confermato anche nel 2005, tendenza che sembra abbia interessato anche le tonnare spagnole (Cort, com. pers.).

Il trend del peso medio individuale è in calo, inoltre si è osservata una diversità di questo parametro tra Portoscuso e Isola Piana. Potrebbe esistere, infatti, una differente relazione tra struttura dello stock e la posizione delle tonnare, elemento che andrebbe analizzato considerando sia le caratteristiche ambientali dell'area di pesca sia quelle strutturali degli attrezzi.

Ammesso che l'anticipo delle catture evidenziato nell'ultimo periodo rifletta la fenologia della specie in fase genetica, tale fatto può essere correlato a cause abiotiche come l'innalzamento della temperatura degli oceani registrata negli ultimi

50 anni (Levitus *et al*., 2005). Per *T. thynnus,* come per altri animali ectotermi con sviluppo delle gonadi "temperatura dipendente", l'incremento di tale fattore gioca un ruolo fondamentale nell'anticipo della migrazione (Walther *et al*., 2002) evidenziando la caratteristica di "opportunistic spawner". Per testare tale ipotesi, occorrerebbero informazioni aggiuntive sulle migrazioni e le caratteristiche ambientali della massa d'acqua, da affiancare ai dati della pesca, affinché questi ultimi non siano l'unica chiave di lettura del fenomeno.

Ringraziamenti

Gli Autori ringraziano la Ligure Sarda Spa (Consociazione delle Tonnare Sarde) per la preziosa collaborazione nel rilevamento dei dati e per l'accesso agli archivi storici della tonnara dell'Isola Piana e Portoscuso.

Bibliografia

ADDIS P., CAU A., DAVINI M.A., SECCI E., SICBALDI G. (1997) - Collection of tuna data catches by trap-nets in Sardinia: historical (1825-1980) and recent catches (1992-1995). *ICCAT*, **46** (2): 132-139.

LEVITUS S., ANTONOV J.I., BOYER T.P. (2005) - Warming of the World Ocean, 1955-2003. *Geophys. Res. Lett.,* **32**, L02604, doi:10.1029GL021592.

ORTIZ DE URBINA GUTIÉRREZ J.M., DE LA SERNA ERNST J.M. (2003) - Updated standardized catch rates for bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the trap fishery in the Straits of Gibraltar. *ICCAT*, SCRS/02/109.

RAVIER C., FROMENTIN J.-M. (2004) - Are the long-term fluctuations in Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) population related to environmental changes? *Fisheries Oceanography*, **13** (3): 145-160.

WALTHER G.-R., POST E., CONVEY P., MENZEL A., PARMESAN C., BEEBEE T.J.C., FROMENTIN J.-M., HOEGH-GULDBERG O., BAIRLAIN F. (2002) - Ecological responses to recent climate change. *Nature*, **416**: 389–395.

ZAR J.H. (1999) - *Biostatistical Analysis*. 4th Ed. Prentice-Hall, N.J.: 663 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 202-205

L. Aguzzi, M. Monfrinotti, M. Scardi*, S. Castelli, P. Ravizza, E. Fresi*

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio, Via Serpieri, 3 - 04100 Latina, Italia.
plancton.latina@arpalazio.it
*Dipartimento di Biologia, Università di Roma "Tor Vergata", Italia.

IL POPOLAMENTO MESOZOOPLANCTONICO NEL MONITORAGGIO DELLE COSTE LAZIALI: COMPARAZIONE DI SERIE STORICHE

MESOZOOPLANKTON ASSEMBLAGES IN CENTRAL TYRRHENIAN SEA COASTAL MONITORING: TIME SERIES COMPARISON

Abstract

Mesozooplankton coastal assemblages were sampled at 3 sites in the Tyrrhenian Sea, from June 2002 to December 2004. Common seasonal patterns were identified, while differences between sampling areas, mainly due to meroplanktonic components and to the cladoceran Podon polyphemoides *(Leuckart, 1859), have been pointed out.*

Key-words: *mesozooplankton, Tyrrhenian Sea, coastal zone, time series.*

Introduzione

Lo studio della componente mesozooplanctonica nelle acque marine costiere ha avuto negli ultimi anni un forte impulso a livello nazionale grazie al "Programma di monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino costiero", promosso dal Servizio Difesa Mare del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, in collaborazione con le Regioni costiere.

La serie di dati presentata in questo lavoro costituisce la prima occasione di studio approfondito della comunità zooplanctonica dell'ambiente marino costiero laziale; sono infatti rare le indagini condotte in passato sui popolamenti planctonici della zona costiera in oggetto (Puddu *et al*., 1983). L'aumento dei fenomeni di eutrofizzazione e di inquinamento chimico che hanno caratterizzato gli ambienti costieri negli ultimi decenni, rappresenta una seria minaccia alla salute degli ecosistemi marini della zona litorale. Nonostante l'esposizione cronica a diversi stressori ambientali, si hanno evidenze del fatto che alcune specie zooplanctoniche, in particolare Copepodi, sono in grado di mantenere il loro equilibrio dinamico a livello di densità di popolazione attraverso meccanismi di acclimatazione ed adattamento (Marcus, 2004); in altri casi l'eutrofizzazione costiera ha determinato la sostituzione di specie del popolamento zooplanctonico (Turner, 2004).

Materiali e metodi

Le serie comprendono in totale 165 campioni di zooplancton, di cui 54 prelevati nella stazione di Ladispoli (Roma), 57 in quella di Rio Martino (Latina) e 54 in quella di Monte d'Argento (Latina), fra il giugno 2002 e il dicembre 2004.

I campioni di zooplancton sono stati prelevati con cadenza quindicinale mediante retino WP2 (apertura di maglia 200 μm, bocca Ø 45 cm) corredato da flussometro, con retinate oblique dal fondo verso la superficie in zone di basso

fondale (max 10 metri), a circa 500 metri dalla costa. Gli organismi zooplanctonici sono stati analizzati determinando a livello di specie i gruppi principali (Copepodi e Cladoceri) e a livelli tassonomici superiori gli altri gruppi.

Risultati

Le analisi hanno mostrato nel complesso una dominanza dei Copepodi (52,2%), costituiti principalmente dal gruppo dei Calanoidi (40%), i quali raggiungono il massimo di densità (6.313,2 ind/m^3) ad agosto 2004 nella stazione di Rio Martino. Tra i Copepodi le specie più rappresentate sono *Paracalanus parvus*, *Centropages typicus*, *Oithona nana* e *Acartia clausi*. I Cladoceri, generalmente abbondanti nello zooplancton estivo degli ambienti costieri, costituiscono il 19,3%, con il valore massimo ad aprile 2004 (4.258,6 ind/m^3) nella stazione di Monte d'Argento; *Podon polyphemoides*, *Evadne tergestina* e *Penilia avirostris* sono le specie più abbondanti. Il restante 28,5% dell'intero popolamento è rappresentato prevalentemente da forme larvali di organismi bentonici.

L'andamento medio delle densità zooplanctoniche nelle tre stazioni esaminate è caratterizzato da una chiara ciclicità stagionale. Questo pattern è evidente in Fig. 1, dove è mostrato l'andamento della coordinata dei campioni prelevati nei tre siti sul primo asse dell'Analisi delle Corrispondenze (CA).

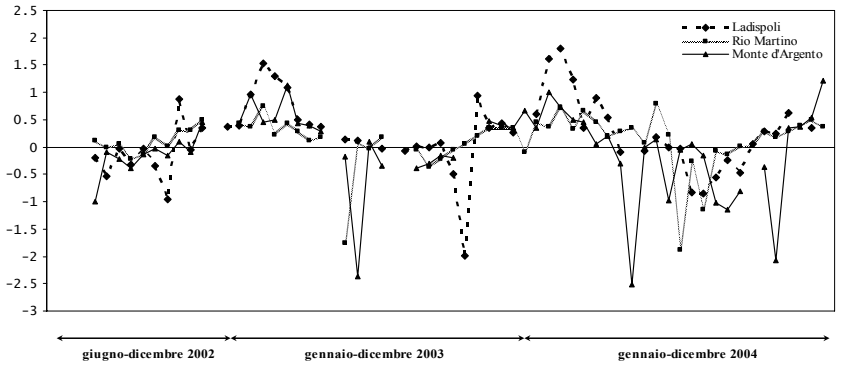


Fig. 1 - Andamento delle coordinate dei campioni sul primo asse dalla CA.
Temporal patterns of CA first axis coordinates of samples.

Per testare la regolarità del segnale stagionale è stata calcolata per ogni serie l'autocorrelazione di rango a 12 mesi della coordinata dei campioni sul primo asse della CA mediante i coefficienti di Spearman e di Kendall (Tab. 1), che è sempre risultata significativa; analogamente, è risultata sempre significativa la correlazione incrociata fra le serie relative ai tre siti analizzati (Tab. 2).

Un'Indicator Species Analysis ha evidenziato come la grande maggioranza dei taxa i cui valori indicatori (INDVAL) sono risultati significativi presentino una maggiore specificità per la stazione di Rio Martino (Tab. 3).

L'ordinamento dei taxa con contributi assoluti maggiori dello 0,1% ad uno

Tab. 1 - Autocorrelazione di rango delle coordinate dei campioni sul primo asse della CA a 12 mesi.
Rank autocorrelation of the CA first axis sample coordinates (time lag=12 months).

	Ladispoli	Rio Martino	M. d'Argento
Spearman r	0,58	0,40	0,67
p(r)	0,001	0,027	< 0,001
Kendall τ	0,42	0,31	0,49
p(τ)	0,002	0,016	< 0,001

Tab. 2 - Correlazione incrociata di rango fra stazioni delle coordinate dei campioni sul primo asse della CA.
Rank crosscorrelation between sites of the CA first axis sample coordinates.

	Ladispoli Rio Martino	Ladispoli M. d'Argento	Rio Martino M. d'Argento
Spearman r	0,72	0,73	0,61
p(r)	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Kendall τ	0,50	0,48	0,41
p(τ)	< 0,001	< 0,001	< 0,001

dei primi due assi della CA e dei campioni (non rappresentato per mancanza di spazio) ha confermato l'omogeneità strutturale d'insieme delle tre serie, che tuttavia si differenziano per il diverso ruolo di alcuni gruppi meroplanctonici (larve di Cirripedi, Policheti ed Echinodermi), che risulta più rilevante nella stazione di Ladispoli, mentre per Rio Martino e Monte d'Argento è *Podon polyphemoides* che gioca stagionalmente un ruolo più importante.

Conclusioni

La struttura del popolamento è risultata sostanzialmente omogenea nei tre siti, con evoluzioni stagionali molto simili sia da un anno all'altro, sia fra un sito e l'altro. Il sito caratterizzato dalla massima regolarità del ciclo stagionale è Monte d'Argento, mentre a Rio Martino il segnale stagionale è relativamente più debole. Tuttavia, come dimostrato dai risultati dell'Indicator Species Analysis, Rio Martino è il sito caratterizzato dalla maggiore complessità del popolamento. Le variazioni fra i siti sono soprattutto determinate dai diversi livelli di abbondanza di componenti stagionali del popolamento, come *Podon polyphemoides* e alcuni elementi del meroplancton.

Bibliografia

MARCUS N. (2004) - On overview of the Impacts of Eutrophication and Chemical Pollutants on Copepods of the Coastal Zone. *Zool. Stud.*, **43** (2): 211-217.

PUDDU A., LOMBARDI F., SEQUI R. (1983) - Distribuzione ed evoluzione delle comunità planctoniche. *Quad. Ist. Ric. Acque (IRSA)*, **66**: 169-199.

TURNER T.J. (2004) - The importance os Small Planktonic Copepods and Their Roles in Pelagic Marine Food Webs. *Zool. Stud.*, **43** (2): 255-266.

Tab. 3 - Sono riportati solo i taxa con valori indicatori (INDVAL) significativi. Per ogni specie è indicato con l'asterisco il valore indicatore massimo.

Only taxa whose indicator values are significant are shown. For each species the highest indicator values is marked with an asterisk.

Indicator Species Analysis	Ladispoli	Rio Martino	Monte d'Argento	P (< 0.05)
Acartia margalefi	0	34*	10	0.002
Acartia negligens	0	11*	0	0.015
Calocalanus copepoditi	4	34*	10	0.000
Calocalanus pavo	0	19*	2	0.027
Calocalanus pavoninus	0	25*	0	0.001
Calocalanus styliremis	4	31*	4	0.001
Calocalanus spp.	2	14*	1	0.028
Centropages copepoditi	20	61*	9	0.001
Centropages ponticus	13	45*	4	0.006
Clausocalanus copepoditi	14	56*	17	0.016
Clausocalanus furcatus	1	38*	1	0.000
Clausocalanus lividus	1	22*	0	0.001
Clausocalanus pergens	2	20*	1	0.019
Corycaeus copepoditi	10	47*	8	0.001
Corycaeus agilis	0	27*	0	0.000
Corycaeus giesbrechti	1	17*	0	0.004
Corycaeus latus	2	23*	1	0.002
Corycaeus typicus	1	15*	0	0.001
Cyclopina spp.	9*	1	0	0.019
Euterpina acutifrons	30	49*	10	0.029
Farranula spp.	4	39*	4	0.008
Isias clavipes	11	42*	7	0.002
Labidocera brunescens	1	9*	0	0.048
Oithona plumifera	6	34*	0	0.000
Oithona tenuis	0	7*	0	0.043
Oncaea copepoditi	3	37*	9	0.028
Oncaea curta	2	6	19*	0.025
Oncaea media	1	36*	4	0.000
Oncaea spp.	4	43*	10	0.000
Paracalanus copepoditi	24	54*	22	0.008
Paracalanus denudatus	1	11*	0	0.011
Paracalanus nanus	5	49*	4	0.000
Paracalanus parvus	19	57*	22	0.000
Pontellidae copepoditi	16	48*	1	0.007
Pteriacartia josephinae	18*	0	0	0.000
Sapphirina spp.	0	17*	0	0.000
Temora copepoditi	21	55*	4	0.027
Bosminidae indet	7*	0	0	0.018
Podon polyphemoides	13	8	55*	0.006
Bryozoa larve	11	51*	5	0.000
Cirrippedia larve	75*	3	7	0.000
Doliolida indet	0	39*	1	0.000
Gastropoda larve	17	49*	7	0.001
Polychaeta larve	62*	12	6	0.045
Pteropoda indet	9	46*	20	0.006
Siphonophora indet	7	34*	5	0.001

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 206-209

M. Barone, C. Mancusi, F. Serena

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana, Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.
monj.b@tiscali.it

ANALISI DELLA SERIE STORICA E PREVISIONE DELLO SBARCATO DI *RAJA ASTERIAS* DELAROCHE, 1809 MEDIANTE UN MODELLO ARIMA

TIME SERIES ANALYSIS AND FORECASTING OF LANDINGS OF RAJA ASTERIAS *DELAROCHE, 1809 USING AN ARIMA MODEL*

Abstract

Univariate seasonal ARIMA models were used for the analysis and forecast of LPUE (landings per unit effort) of Raja asterias*. Data from commercial landings of beam and bottom trawlers of Viareggio fleet (Ligurian Sea) were collected and recorded on a monthly basis, from July 1990 to December 2004. The LPUE series of the beam trawl, the main gear targeting the species, shows seasonality and a steady situation over time. The model developed on LPUE series of the bottom trawl confirms the results.*

Key-words*: shark fisheries, time series analysis, ARIMA, Box-Jenkins models.*

Introduzione

Lungo le coste della Toscana *Raja asterias* è la più importante specie accessoria della pesca a strascico con il "rapido", rappresentando circa il 30% dello sbarcato totale di questo attrezzo, il cui target è rappresentato da sogliole e rombi (rispettivamente 18 e 3,5%). *R. asterias* è inoltre costante nello sbarcato dei pescherecci operanti con la volantina (variazione della rete tradizionale italiana), anche se con rendimenti minori (circa 3% dello sbarcato totale) (ARPAT, dati non pubblicati). In questa nota si analizza la serie storica dello sbarcato per unità di sforzo (LPUE) di *R. asterias* della flottiglia peschereccia di Viareggio (VG) mediante un modello ARIMA (Box e Jenkins, 1976). Questo modello consente non solo di prevedere il futuro andamento delle LPUE, ma anche di analizzare le dinamiche della pesca, nonché quelle delle specie, correlando eventualmente il trend e la stagionalità al ciclo riproduttivo, alle abitudini alimentari della specie ed al comportamento della flottiglia (Lloret, 2003).

Materiali e metodi

I dati utilizzati provengono dal programma di monitoraggio dello sbarcato della marineria di Viareggio condotto mensilmente dal luglio 1990 fino ad oggi. In particolare l'analisi si è focalizzata su *R. asterias* sbarcata da pescherecci operanti con il rapido e con la volantina nel periodo compreso tra luglio 1990 e dicembre 2004. Nella marineria di Viareggio il rapido è impiegato esclusivamente sottocosta (20-60 m), mentre la volantina opera in un intervallo di profondità più ampio (fino a circa 500 m). Quindi, nel caso della volantina, si è scelto di considerare le catture relative ad una profondità massima di 150 m, dove la specie è maggiormente concentrata (Abella e Serena, 2005). Le serie temporale delle LPUE (kg/h), sia del rapido che della volantina, sono state analizzate mediante la routine Tramo/Seats

inclusa nel programma Demetra 2.04 (Gómez *et al.*, 2003), basata su un modello autoregressivo integrato di media mobile ARIMA (Box e Jenkins, 1976). I modelli ARIMA, costruiti utilizzando solo le informazioni contenute nella serie stessa, analizzano le principali componenti di una serie storica (stagionalità, trend, cicli e componente casuale). L'abilità di predizione del modello è stata valutata simulando la mancanza degli ultimi 17 mesi e reinserendoli successivamente per il confronto tra valori previsti e valori osservati. Per verificare l'abilità previsiva dei modelli stimati è stata utilizzata l'analisi di regressione e sono stati stimati gli indicatori MAPE (Mean Absolute Percentage Error) (Makridakis *et al.,* 1983) e U di Theil (Theil, 1966; Stergiou *et al.*, 1997).

Risultati

Lo sbarcato per unità di sforzo del rapido mostra fluttuazioni più accentuate nei primi anni di campionamento per poi stabilizzarsi a partire dal 2000 (Fig. 1). La stagionalità si presenta unimodale fino al 1995, dal 1996 al 2000 presenta un picco principale in corrispondenza del periodo estivo e due piccoli picchi rispettivamente in primavera ed autunno; dopo il 2000 la componente stagionale è bimodale, con un picco maggiore nei mesi di giugno-luglio ed uno in corrispondenza del mese di novembre (Fig. 2). Il modello ARIMA (100) (011) ha mostrato avere una buona capacità previsionale; infatti, lo sbarcato mensile previsto per il 2004 e lo sbarcato osservato sono altamente correlati (coefficiente angolare 0,98; LF 95% 0.77–1.18) e gli indicatori di accuratezza sono favorevoli (MAPE=50; U-Theil=0,51) (Fig. 3). Il valore di MAPE è influenzato negativamente dal mese di ottobre 2004, quando lo LPUE reale è molto basso rispetto a quello previsto; escludendo questo mese il valore del MAPE è 29, e quindi minore di 50, valore limite oltre il quale l'indicatore indica una ridotta accuratezza previsionale. Infine dal 2005, la previsione dello sbarcato del rapido mostra un andamento stazionario nel tempo con LPUE di circa 2,5 kg/h.

Anche per le LPUE della volantina la serie ha un andamento stazionario (Fig. 4). Inoltre il modello ARIMA (011) (011) definisce una componente stagionale, che per tutto il periodo di campionamento presenta tre mode in corrispondenza dei mesi di febbraio, giugno e settembre (Fig. 5). L'analisi di regressione ed il test U di Theil tra serie prevista ed osservata sono meno favorevoli rispetto a quella del rapido, il coefficiente angolare è di 0,62, e la statistica U di Theil non è significativa; il valore del MAPE (=29), al contrario, è migliore (Fig. 6). La previsione dei valori di LPUE per la volantina si conservano stazionarie intorno a valori di 0,6 kg/h.

Conclusioni

Il cambiamento nell'andamento della componente stagionale del rapido può essere associato ad una variazione nel numero di pescherecci operanti con questo mestiere nel corso degli anni: circa 4 tra 1990 e 1995; uno registrato nel 1996-97 e due dal 1998 ad oggi. La presenza di un unico peschereccio con il rapido negli anni 1996-97 ha determinato, inoltre, la principale mancanza di osservazioni, che sono state quindi interpolate dal programma. Nella volantina, dopo una notevole riduzione nel 1993 da 60 a 40 barche, il numero di pescherecci è rimasto pressochè costante. Le differenze nella componente stagionale tra il rapido e la volan-

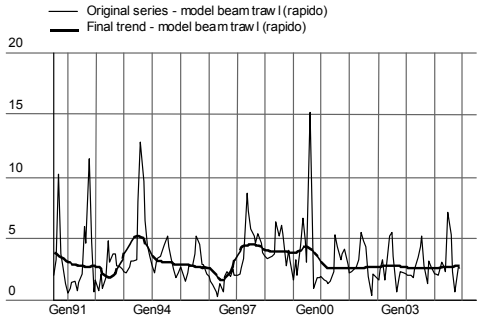


Fig. 1 - Serie temporale originale e andamento delle LPUE di *Raja asterias* per il rapido.

Original time series and trend of beam trawl LPUE of Raja asterias.

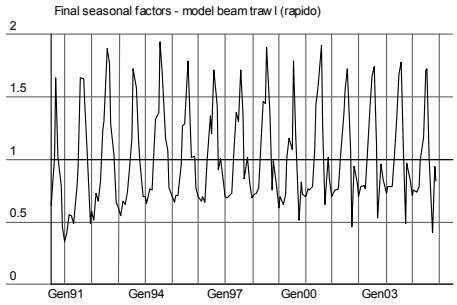


Fig. 2 - Componente stagionale delle LPUE di *Raja asterias* per il rapido.

Seasonal component of beam trawl LPUE of Raja asterias.

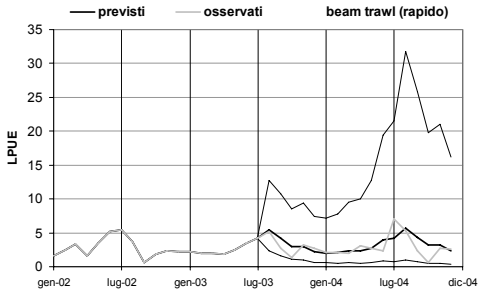


Fig. 3 - Serie prevista (con limiti di confidenza) e osservata delle LPUE di *Raja asterias* per il rapido.

Forecast (with confidence limits) and observed beam trawl LPUE series in Raja asterias.

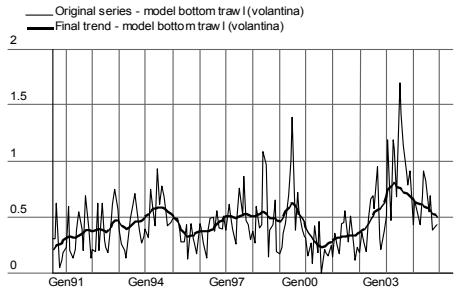


Fig. 4 - Serie temporale originale e andamento delle LPUE di *Raja asterias* per la volantina

Original time series and trend of bottom trawl LPUE of Raja asterias.

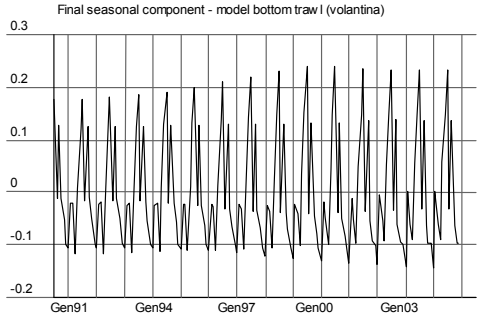


Fig. 5 - Componente stagionale delle LPUE di *Raja asterias* per la volantina.

Seasonal component of bottom trawl LPUE of Raja asterias.

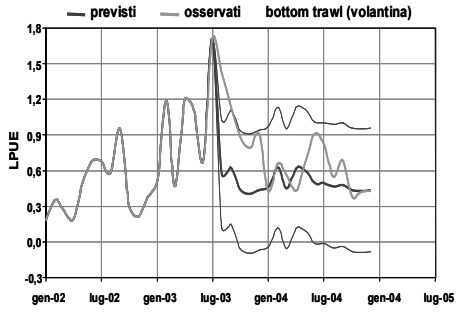


Fig. 6 - Serie prevista (con limiti di confidenza) e osservata delle LPUE di *Raja asterias* per la volantina.

Forecast (with confidence limits) and observed bottom trawl LPUE series in Raja asterias.

tina riguardano soprattutto il mese di agosto, quando le LPUE della volantina presentano un minimo che non si osserva nel rapido. La pesca con la volantina, non avendo un target ben definito, segue la disponibilità delle diverse risorse e nel mese di agosto potrebbe spostarsi a profondità in cui *R. asterias* è meno concentrata. Considerando le informazioni disponibili sulla biologia di questa specie, il principale picco della componente stagionale, osservato nel mese di giugno sia nel rapido che nella volantina, potrebbe essere associato ad un'alta concentrazione di individui maturi nell'area di pesca (Barone *et al.*, submitted). I test di accuratezza evidenziano una migliore capacità previsionale del modello ARIMA nel rapido rispetto alla volantina. Bisogna considerare che *R. asterias* è una delle principali specie target del rapido, mentre nello sbarcato della volantina non ha valori elevati di rendimento. Come osservato da Loret *et al.* (2000), i modelli univariati ARIMA hanno un buon potere previsionale per le specie target, invece se applicati a specie non target risentono dell'alta variabilità spaziale e temporale nello sbarcato.

Bibliografia

ABELLA A.J., SERENA F. (2005) - Comparison of elasmobranch catches from research trawl surveys and commercial landings at port of Viareggio, Italy, in the last decade. *e-Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, V35, art. 23.

BARONE M., DE RANIERI S., FABIANI O., PIRONE A., SERENA F. (submitted) – Gametogenesis and maturità stages scales of *Raja asterias* Delaroche, 1809 (Chondrichthyes, Rajidae) from the south Ligurian Sea. *Hydrobiologia*.

BOX G.E.P., JENKINS G.M. (1976) – *Time Series Analysis: Forecasting and Control*. Prestige Hall, Inc., New York: 575 pp.

GÓMEZ V., MARAVALL A., CAPORELLO G. (2003) – Tramo & Seat. In: Demetra Version 2.04 (Dec 19 2003) developed for Eurostat mainly by: Jens Dossé and Servasi Hoffmann.

LLORET J., LLEONART J., SOLE I. (2000) – Time series modeling of landings in Northwest Mediterranean Sea. *ICES J. Mar. Sci.*, **57**: 171-184.

LLORET J. (2003) – Use of Box-Jenkins models to analyse time series of fishery data in relation to environmental factors in the northwestern Mediterranean. In: CIESM, 2003. Mediterranean biological time series. *CIESM Workshop Monographs*, **22**: 142 pp. Monaco <www.ciesm.org/publications/Split03.pdf.>

MAKRIDAKIS S., WHEELWRIGHT S., McGEE V. (1983) – *Forecasting: metods and applications.* John Wiley and Sons, New York: 926 pp.

STERGIOU K.I., CHRISTOU E.D., PETRAKIS G. (1997) – Modelling and forecasting monthly fisheries catches: comparison of regression, univariate and multivariate time series methods. *Fish. Res.,* **29**: 55-95.

THEIL H. (1966) – *Applied economic forecasting.* North Holland Publishing Corporation, Amsterdam: 387 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 210-214

E. Ciavaglia, C. Manfredi, M.C. Di Silverio, C. Piccinetti

Laboratorio di Biologia Marina e Pesca, Viale Adriatico, 1/N - 61032 Fano (PU), Italia.
lbmpfano@mobilia.it

SERIE STORICHE E BIOLOGIA DI *TRISOPTERUS MINUTUS CAPELANUS* (LACEPEDE, 1800) IN ALTO E MEDIO ADRIATICO

TIME SERIES AND BIOLOGY OF TRISOPTERUS MINUTUS CAPELANUS *(LACEPEDE, 1800) IN THE NORTH AND CENTRAL ADRIATIC SEA*

Abstract

The paper examines data of 40 trawl surveys carried out in the North and Central Adriatic Sea from 1982 to 2004 to describe the distribution area, the abundance and some details of the biology of Trisopterus minutus capelanus *(Osteichthyes, Gadidae). Their trends during time are also analysed.*

Key-words*: time series,* Trisopterus minutus capelanus*, North and Central Adriatic, trawl surveys.*

Introduzione

Il Laboratorio di Biologia Marina e Pesca di Fano conduce campagne di pesca a strascico sperimentale dal 1982 in Alto e Medio Adriatico. I dati raccolti sono stati utilizzati per meglio definire alcuni aspetti della biologia di *Trisopterus minutus capelanus*, specie che costituisce in questa area una notevole risorsa economica.

Materiali e metodi

La serie storica Grund (Relini, 2000) è costituita da 29 campagne di pesca, svolte dal 1982 al 2003. Il campionamento è stato effettuato con una rete commerciale italiana con maglia al sacco di 40 mm di apertura, in diverse stagioni fino al 1995 e in seguito in autunno. La serie storica Medits è costituita da 11 campagne di pesca svolte dal 1994 al 2004 durante il periodo estivo. Il campionamento è stato effettuato seguendo le direttive del protocollo del progetto Medits (Bertrand *et al*., 2000), utilizzando una rete francese con maglia al sacco di 20 mm di apertura.

Di ciascun esemplare sono stati rilevati lunghezza totale, peso, sesso e maturità sessuale. Tutti i dati di cattura (numero e peso in Kg) sono stati standardizzati all'unità di superficie (Km^2). Sono stati considerati reclute gli esemplari con LT<10 cm (Paolini *et al*., 1994).

Risultati

Il merluzzetto giallo è presente nell'intero bacino dell'Alto e Medio Adriatico tra 40 e 250 m di profondità ed è assente sottocosta (Fig. 1). Gli stadi giovanili presentano un'area di distribuzione più ristretta rispetto a quella dell'intera popolazione, risultando più abbondanti nella parte centrale del bacino Adriatico (Fig. 2).

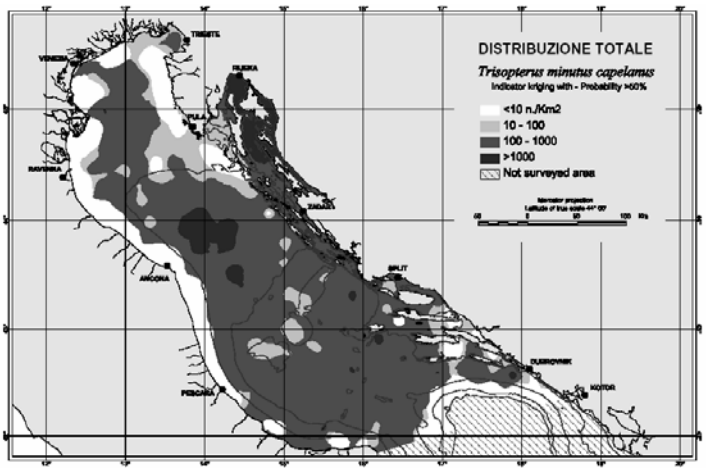


Fig. 1 - Distribuzione in Alto e Medio Adriatico di *T. minutus capelanus*.
Distribution of T. minutus capelanus *in the North and Central Adriatic Sea.*

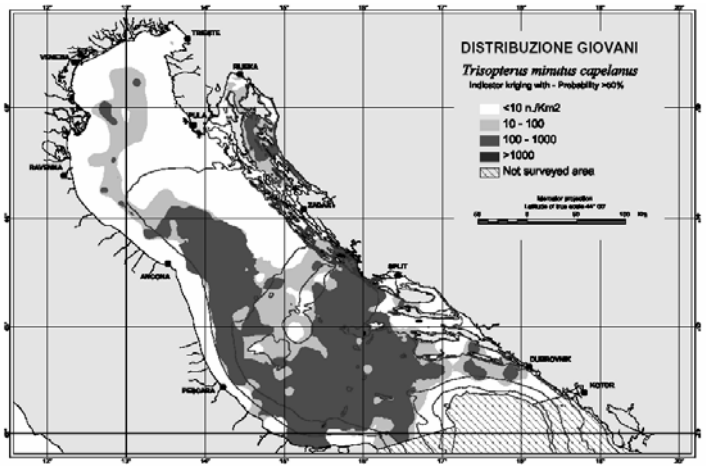


Fig. 2 - Distribuzione dei giovani di *T. minutus capelanus* in Alto e Medio Adriatico.
Distribution of juveniles of T. minutus capelanus *in the North and Central Adriatic Sea.*

In entrambe le serie gli indici di densità e biomassa (Fig. 3) mostrano una diminuzione che risulta essere significativa nel corso dei venti anni Grund (Test F, P=0,01), ma non significativa nella serie Medits.

Le lunghezze medie degli individui risultano inferiori nella serie Medits rispetto alla serie Grund. È stato osservato un valore medio di 14,2±0,81 cm per gli adulti e di 13,7±1,0 cm per il totale della popolazione nella serie Grund; nel Medits i valori oscillano attorno a 13,2±1,14 cm per gli adulti e 10±1,15 cm per il totale.

Nel corso di venti anni la serie Grund mostra per la sola frazione degli adulti una tendenza significativamente decrescente della lunghezza media che passa da 14,6±2,0 cm nel 1982 P a 12,9±2.1 cm nel 2003 (Test F, P=0,05).

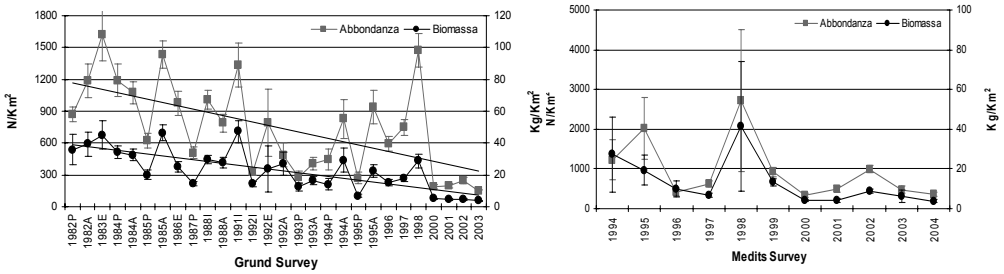


Fig. 3 - Andamento degli indici di densità e biomassa nella serie storica Grund (sx) e Medits (dx).
Trend of density and biomass indices in Grund (left) and Medits (right) series.

Gli istogrammi di taglia-frequenza mostrano una distribuzione unimodale e a campana nelle stagioni autunno-inverno mentre in quelle primavera-estate si ha una distribuzione bimodale dovuta alla presenza delle reclute. La percentuale di femmine mature calcolata nelle diverse campagne varia tra il 40% e il 90% nei survey effettuati in inverno e primavera, anche se individui maturi si ritrovano in tutte le stagioni (Fig. 4).

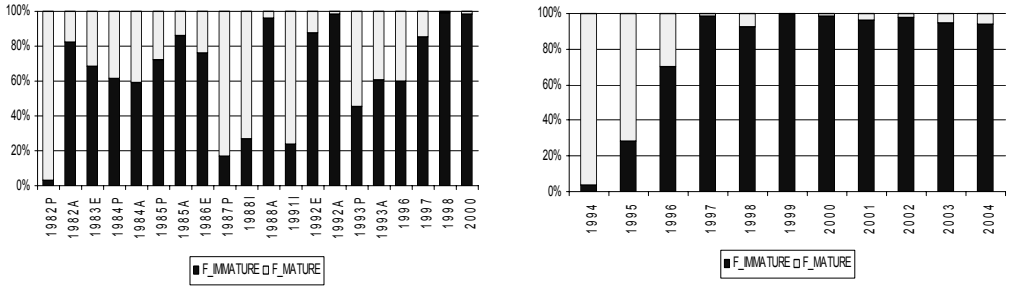


Fig. 4 - Percentuale di femmine mature in ciascuna campagna Grund (sx) e Medits (dx).
Percentage of mature females in Grund (left) and Medits (right) series.

La sex ratio ha un andamento temporale significativamente crescente (Test F, P=0,01) nella serie Grund (Fig. 5) come osservato anche da Paolini *et al*. (1994). In entrambe le serie, la sex ratio in funzione della taglia è spostata in favore dei maschi nelle prime classi di taglia fino a 12 cm nel Grund e 14 cm nel Medits (Fig. 5). Alle lunghezze maggiori invece il rapporto è sbilanciato a favore delle femmine, e oltre ai 20 cm si trovano quasi esclusivamente individui di sesso femminile in accordo con Froglia e Zoppini, 1981. Il test del χ^2 indica che nella serie

Medits la sex ratio è significativamente diversa da 1:1 dalla taglia di 120 mm a 210 mm, mentre nella serie Grund è sempre significativamente diversa da 1:1, ad eccezione della taglia di 120 mm (Test del χ^2, P=0,01).

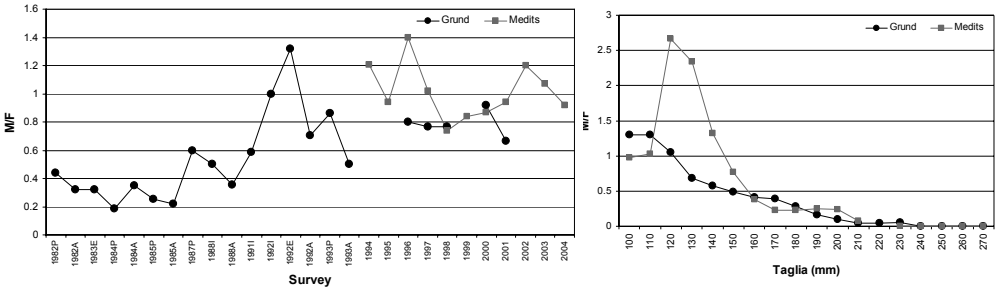


Fig. 5 - Andamento della sex ratio nel tempo (sx) e relazione tra sex ratio e lunghezza totale (dx) nella serie Grund e Medits.

Trend of sex ratio (left) and relationship between sex ratio and total length (right) in Grund and Medits series.

Conclusioni

Le due serie storiche forniscono informazioni diverse e complementari che permettono di avere una fotografia completa di alcuni aspetti della biologia del merluzzetto giallo e la loro tendenza nel tempo che non si evidenziano dall'analisi di singoli survey o dall'analisi sul breve periodo.

Dall'analisi delle catture si evidenzia l'ampia area di diffusione della specie, confermando che la distribuzione resta invariata nel corso delle stagioni e degli anni, in accordo con quanto riscontrato da Paolini *et al*. (1994).

L'ampiezza della serie storica Grund, evidenzia un trend significativamente decrescente degli indici di biomassa e abbondanza della specie, che la serie Medits, coprendo solo gli ultimi dieci anni, non mostra.

La serie storica Grund raccoglie i dati di stagioni diverse permettendo di meglio definire il periodo riproduttivo di *Trisopterus minutus capelanus* che risulta essere molto ampio, esteso dalla fine dell'inverno a tutta la primavera, in accordo con quanto riportato in bibliografia (Vallisneri *et al*., 2003). Nonostante si sia osservata la presenza di esemplari maturi in tutte la stagioni, le percentuali delle femmine mature sono molto elevate nelle campagne Grund invernali e primaverili, e nei primi due anni del Medits in cui le campagne sono state svolte in primavera.

Le differenze riscontrate nelle lunghezze medie delle due serie sono dovute essenzialmente al periodo e alla rete utilizzata per il campionamento. Il reclutamento, particolarmente consistente durante l'estate visto il periodo riproduttivo della specie, e l'utilizzo della maglia di 20 mm di apertura, determinano la cattura di esemplari più piccoli nelle campagne Medits. Nelle campagne Grund le reclute hanno alcuni mesi di accrescimento in più e quindi taglie maggiori.

Nonostante solo in alcuni degli anni più recenti la sex ratio passi da favorevole alle femmine a favorevole ai maschi, l'andamento generale è significativamente crescente, cioè si riscontra una tendenza all'aumento del numero dei maschi. L'effetto potrebbe essere causato da un incremento della pressione di pesca nel corso

dei venti anni: il prelievo degli individui di taglia maggiore che, come si osserva dal grafico della sex ratio in funzione della taglia, sono prevalentemente femmine, potrebbe influenzare il rapporto sessi. È comunque un aspetto che richiede ulteriori e più approfonditi studi.

Bibliografia

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2000) – An international trawl survey in the Mediterranean: the MEDITS programme. *Actes de Colloques IFREMER*, **26**: 76-93.

FROGLIA C., ZOPPINI A.M. (1981) – Observations on growth of *Trisopterus minutus capelanus* (Risso) in the central Adriatic sea. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit*., **27** (5): 57-61.

PAOLINI M., FRATTINI C., ALLERUZZO G. (1994) – Evoluzione del popolamento e aspetti della biologia di *Trisopterus minutus capelanus* (Lacepéde, 1800) in alto e medio Adriatico. *Biol. Mar. Medit*., **1** (1): 219-223.

RELINI G. (2000) – Demersal trawl survey in Italian Seas: a short review. *Actes de Colloques IFREMER*, **26**: 46-75.

VALLISNERI M., MANFRIN PICCINETTI G., PICCINETTI C. (2003) – Biologia riproduttiva di *Trisopterus minutus capelanus* (Lacepéde, 1800) nel Mar Adriatico. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 296-299.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 215-218

S. Ciavatta, R. Pastres, C. Badetti*, G. Ferrari*

Dipartimento di Chimica Fisica, Università Ca' Foscari di Venezia,
Dorsoduro, 2137 - 30123 Venezia, Italia.
ciavatta@unive.it
*Magistrato alle Acque di Venezia, Venezia, Italia.

ANALISI MODELLISTICA ON-LINE DI SERIE STORICHE MULTIVARIATE DI PARAMETRI DI QUALITÀ DELL'ACQUA

ON-LINE MODELLING OF MULTIVARIATE TIME SERIES OF WATER QUALITY PARAMETERS

Abstract

This paper deals with the estimation of the temporal variability of the phytoplankton productivity in the Lagoon of Venice, in relation to water temperature and solar radiation fluctuations. To this aim, multivariate time series of continuous water quality data and meteoclimatic data were processed using a dissolved oxygen model. As a result of the model calibration, which was conducted by means of batch and recursive algorithms, the phytoplanktonic oxygen productivity throughout the years 2002-2004 was estimated.

Key-words*: phytoplankton, primary production, modelling, monitoring systems, Lagoon of Venice.*

Introduzione

Il Magistrato alle Acque di Venezia (MAV) ha allestito nella Laguna di Venezia un sistema di monitoraggio in tempo reale di alcuni parametri di qualità dell'acqua, con lo scopo di sorvegliare lo stato dell'ecosistema lagunare e controllare gli effetti delle iniziative intraprese per la sua tutela (Ferrari *et al*., 2004; Ciavatta *et al*., 2004). Il sistema, avviato alla fine del 2001, consiste in una rete di dieci stazioni distribuite nell'area dell'intero bacino lagunare e dotate di sonde multiparametriche che, ad intervalli di 30 minuti, effettuano misurazioni dei seguenti parametri di qualità dell'acqua: temperatura, salinità, pH, potenziale redox, concentrazione di ossigeno disciolto, torbidità e concentrazione di clorofilla-*a* (metodo fluorimetrico).

L'analisi delle serie storiche multivariate rilevate in continuo dal sistema di monitoraggio del MAV permette l'indagine di processi ambientali che, pur avvenendo su scala temporale breve, influenzano in modo rilevante l'evoluzione di importanti parametri di qualità dell'acqua. In questo lavoro, le serie storiche sono state utilizzate per indagare la variabilità temporale della produttività fitoplanctonica di ossigeno disciolto (OD) in un sito lagunare monitorato in continuo.

Materiali e metodi

A questo scopo, la concentrazione di clorofilla a è stata utilizzata come un proxy della biomassa fitoplanctonica (Falkowsky e Kiefer, 1985) e, mediante un modello matematico di dinamica dell'OD (Ciavatta *et al*., 2004), si è inteso descrivere come le variazioni stagionali della radiazione solare e della temperatura dell'acqua influenzino il tasso di produzione di ossigeno della comunità fitoplanctonica. Si è pertanto proceduto alla stima del parametro k_{Pmax}, mgO_2 (µg Chla)

h^{-1}, che nel modello quantifica il valore medio del tasso di massima produzione di O_2 per unità di biomassa (come clorofilla) di una popolazione fitoplanctonica multispecie.

La variabilità temporale del parametro k_{Pmax} è stata preliminarmente valutata processando le osservazioni di duecento sub-set della serie storica multivariata rilevata negli anni dal 2002 al 2004, della quale nella Fig. 1 si riportano le osservazioni relative all'ossigeno disciolto e alla clorofilla *a*. Ciascun sub-set utilizzato per la calibrazione è costituito dalle osservazioni rilevate dalla sonda multiparametrica nel corso di due giorni.

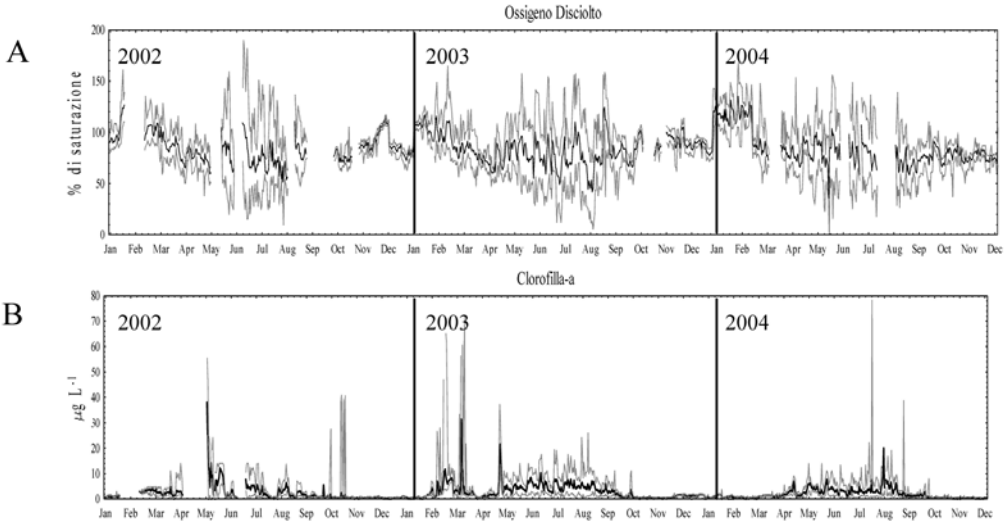


Fig. 1 - I grafici riportano i valori giornalieri medi (linee continue), minimi e massimi (linee tratteggiate) di ossigeno disciolto (A) e di concentrazione di clorofilla-a (B) rilevati negli anni 2002-2004 da una stazione della rete di monitoraggio in continuo della qualità delle acque della Laguna di Venezia.

The graphs present the daily average values (continuous lines) and the minimum and maximum values (dotted lines) of dissolved oxygen (A) and chlorophyll a concentrations (B). The data were collected during the years 2002-2004 at one lagoon site which is monitored continuously in time.

Risultati

I risultati sono presentati nel grafico della Fig. 2, in cui i box-plot rappresentano i valori mediani e i range interquartile e minimo-massimo di k_{Pmax} valutati cumulando le stime relative ai diversi mesi. Come si può vedere nella figura, i valori mediani, che rientrano in tutti i casi nei range di letteratura (Bowie *et al.*, 1985), risultano confrontabili nei diversi mesi, ad eccezione di novembre, che presenta il valore mediano massimo. Tuttavia, le ampiezze talora rilevanti dei range interquartili, si veda ad esempio il mese di febbraio, indicano che i valori di k_{Pmax} possono presentare sensibili variazioni nel corso del tempo.

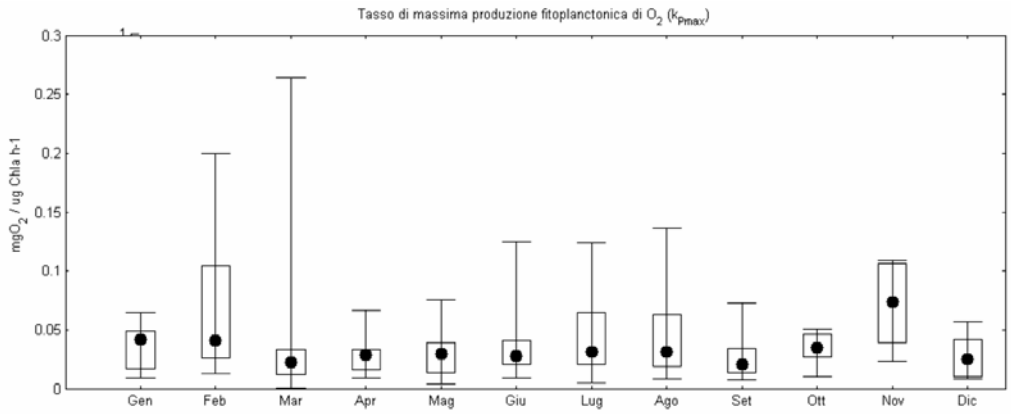


Fig. 2 - Valori mediani e range interquartili e minimo-massimo delle stime del tasso di produzione fitoplanctonica di ossigeno disciolto ottenuti dall'analisi di duecento sub-set della serie storica multivariata della Fig. 1.

Median values and interquartile and minimum-maximum ranges of the oxygen productivity estimates. The box plot were obtained by cumulating the estimates which were obtained for the months of the period 2002-2004.

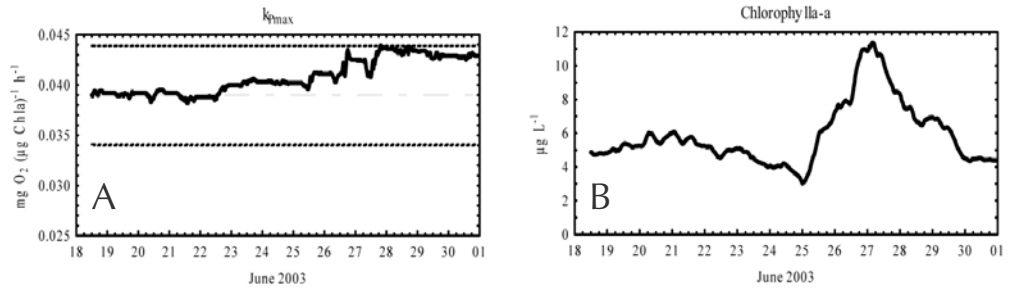


Fig. 3 - Grafico A: stime di k_{Pmax} ottenute mediante l'EKF; grafico B: osservazioni di clorofilla-*a*.

*The graph a presents the k_{Pmax} estimates which were obtained by using the EKF (continuous line); the graph B presents the chlorophyll-*a *observations. The estimates and the data refer to the period 18-30 June 2003.*

L'evoluzione temporale del parametro k_{Pmax} è stata quindi valutata utilizzando gli algoritmi ricorsivi di stima Extended Kalman Filter, EKF (Gelb, 1974) e Recursive Prediction Error (Stigter e Beck, 2004). Negli schemi di tali algoritmi, i parametri del modello dell'OD sono considerati variabili nel tempo e le loro stime sono aggiornate on-line, ovvero processando le osservazioni della serie storica multivariata man mano che esse sono rilevate. Ad esempio, nella Fig. 3 si può vedere come l'applicazione dell'EKF indichi un incremento del valore di k_{Pmax} nel

corso di un periodo di dieci giorni nel giugno 2003 (Fig. 3A). Questa variazione può essere posta in relazione ad un evidente fluttuazione della concentrazione di clorofilla-*a* nei giorni 23-27 giugno (Fig. 3B). Tale fluttuazione indica che nel sito lagunare ebbe luogo una repentina fioritura microalgale che presumibilmente variò la composizione della popolazione fitoplanctonica e, di conseguenza, il valore medio del tasso di produzione di ossigeno per unità di biomassa.

Conclusioni

Sulla base dei risultati ottenuti, si può affermare che la variabilità temporale dei parametri caratterizzanti la produzione fitoplanctonica di ossigeno in un sistema costiero monitorato in continuo può essere valutata attraverso l'applicazione di modelli matematici e l'utilizzo di algoritmi ricorsivi di stima. Questi ultimi permettono infatti di stimare on-line le variazioni dei valori dei parametri conseguenti alle fluttuazioni dei fattori ambientali, quali la temperatura e la radiazione solare, e della composizione della popolazione fitoplanctonica.

Bibliografia

BOWIE G.L., MILLS W.B., MILLS W.B., PORCELLA D.B., CAMPBELL C.L., PAGENKOPF J.R., RUPP G.L., JOHNSON K.M., CHAN P.W.H., GHERINI S.A., CHAMBERLIN C.E. (1985) - *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modelling*. 2nd Ed. US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Athens, GA.

CIAVATTA S., PASTRES R., LIN Z., BECK M.B., BADETTI C., FERRARI G. (2004) - Fault detection in a real-time monitoring network for water quality in the lagoon of Venice (Italy). *Water Science and Technology*, **11** (50): 51-58.

FALKOWSKY P., KIEFER D.A. (1985) - Chlorophyll *a* fluorescence in phytoplankton: relationship to photosynthesis and biomass. *Journal of Plankton research*, **5** (7): 715-731.

FERRARI G., BADETTI C., CIAVATTA S. (2004) - The real-time water quality monitoring network of the Venice Lagoon. *Sea Technology*, **45** (8): 22-26.

GELB A. (1974) - *Applied optimal estimation*. MIT Press, Cambridge: 374 pp.

STIGTER J.D., BECK M.B. (2004) - On the development and application of a continuous-discrete recursive prediction error algorithm. *Mathematical Bioscience*, **191**: 143-158.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 219-222

F. Colloca, L. Maiorano, P. Carpentieri, R. Baino[1], A. Mannini[2], P. Sartor[3], A. Belluscio, F. Corsi[4], G.D. Ardizzone

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Roma "La Sapienza", V.le dell'Università, 32 - 00185 Roma, Italia.
francesco.colloca@uniroma1.it
[1]ARPAT-GEA, Livorno, Italia.
[2]Dip.TE.Ris., Università di Genova, Italia.
[3]CIBM, Livorno, Italia.
[4]Department of Natural Resources – ITC, Netherlands.

HAKE ABUNDANCE AND NURSERIES IN THE TYRRHENIAN SEA (GSA 9): FROM 1985 TO 2003

ABBONDANZA DEL NASELLO E NURSERY NEL MAR TIRRENO (GSA 9) FROM 1985 TO 2003

Abstract

*The distribution and abundance of hake (*Merluccius merluccius *Linnaeus, 1758) juveniles and adults in the Tyrrhenian-Ligurian Sea (GSA 9) were examined using GIS methods. A stable distributional pattern was evidenced. Spatial distribution of nursery areas did not show significant changes in over time, even if the abundance of recruits seemed to decrease throughout the study period. The Tuscany shelf was the most important area for adults.*

Key-words: *hake, GIS, nursery grounds.*

Introduction

Hake (*Merluccius merluccius* Linnaeus, 1758) is one of the most important target species of the trawl fishery in the Mediterranean Sea. Many different researches have pointed out that the species is overexploited or declining in landings (FAO, 2000).

Management of this species In Italian seas is based on technical measures, such as legal fish size and mesh regulation while no fishing effort control measures or quota have been established.

In this paper we examined the distribution of recruits and adults of hake from the central Tyrrhenian to the Ligurian sea (FAO-GFCM Geographical Sub-area 9: GSA 9), from 1985 to 2003, in the context of the EU project BECAUSE (contract n. 502482). This area is particularly important for hake recruitment since it includes the largest nurseries of the Italian seas (Ardizzone and Corsi, 1997; Belcari *et al.*, 2001; Abella *et al.*, 2005) and probably of the western Mediterranean basin (Orsi-Relini *et al.*, 2002).

Materials and methods

Densities of hake (Log n Km^{-2}) have been obtained both for recruits (TL < 14 cm) and adult individuals (TL > 26 cm). Data used come from the GRUND survey (see Relini, 1998).The dataset has been divided into four time intervals, 1985-87, 1996-98, 2000-01, 2002-03, chosen in order to obtain both the highest possible homogeneity in the sampling scheme and also a number of hauls that could support the analysis.

Ordinary kriging has been used as interpolator in order to get not only a map of the species distribution, but also a measure of the error associated with each map. To map nursery areas and areas of highest density of adults we used Getis G-statistics (Anselin *et al*., 1988). This metric identifies areas where high values tend to be found near each others (hot spots). A 5% significance level has been adopted.

Results

The GIS analysis of hake density in GSA 9 highlighted three main results:

1) the persistency along the investigated period of three main nursery areas (Fig. 1): off the Livorno coast (southern Ligurian Sea), around Giglio Island (northern Tyrrhenian Sea) and southern Latium (central Tyrrhenian Sea);
2) the importance of the Tuscany continental shelf bottoms for adults (Fig. 2);
3) a gradual decrease in total abundance of both juveniles and adults since 1985-87, especially in the southern sector of GSA 9 (Latium) (Fig. 3).

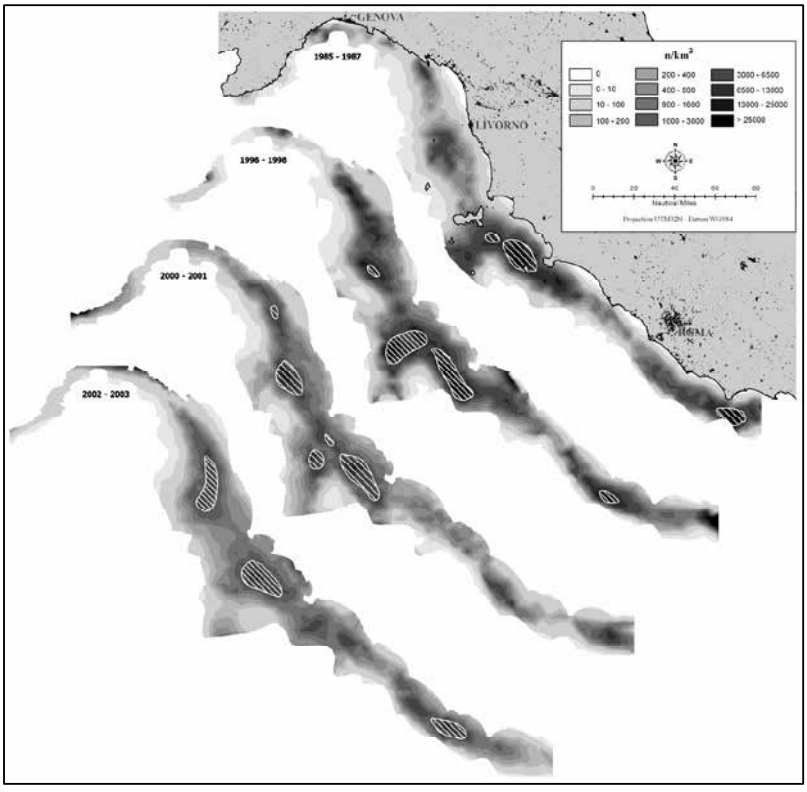


Fig. 1 - Time series of spatial distribution maps of hake juveniles in the GSA 9. Shaded areas indicate significant highest densities.

Serie temporale della distribuzione spaziale dei giovanili di nasello nella GSA 9. Le aree ombreggiate indicano densità significativamente maggiori.

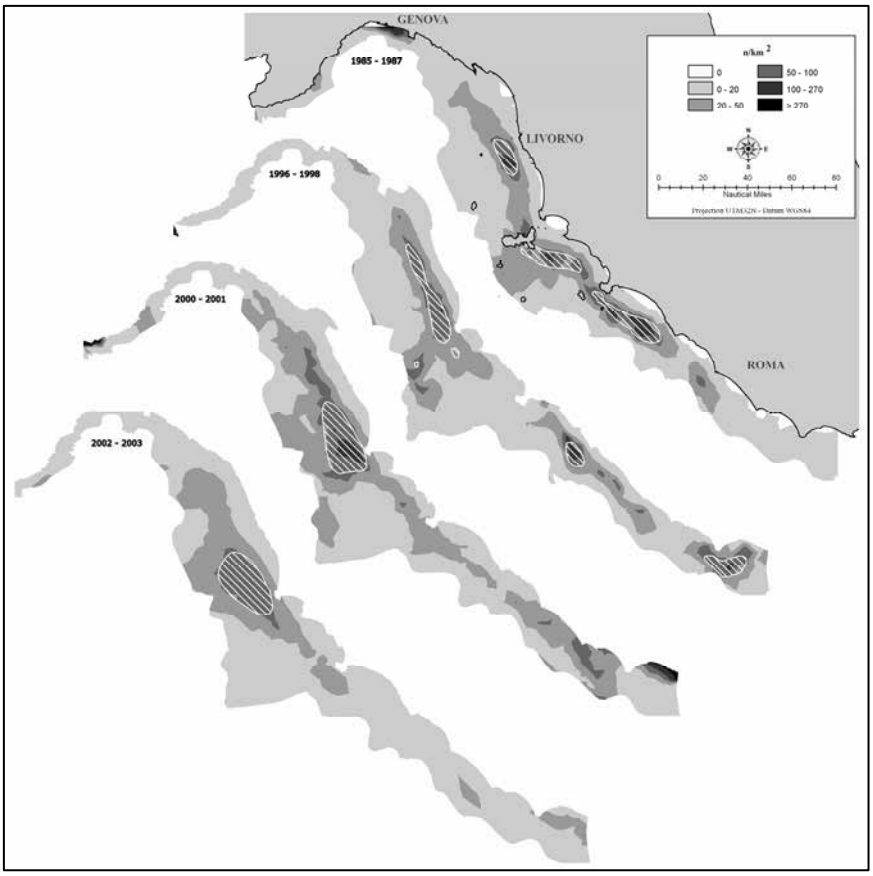


Fig. 2 - Time series of spatial distribution maps of hake adults in the GSA 9. Shaded areas indicate significant highest densities.

Serie temporale della distribuzione spaziale degli adulti di nasello nella GSA 9. Le aree ombreggiate indicano densità significativamente maggiori.

Conclusions

Geostatistic methods applied to fishery data can potentially constitute an important tool to define management and conservation strategy for marine species. The GIS analysis applied in this study of hake abundance in GSA 9 outlined a stable distributional pattern for both juveniles and adults of this species. Nursery areas did not show significant changes in spatial distribution over time, even though the abundance of recruits seems to show a consistent decrease throughout the study period. The Tuscany shelf was the most important area for adults.

Such results indicate the potential of GIS approach for fishery management of demersal species, also allowing the identification of critical habitats to be protected.

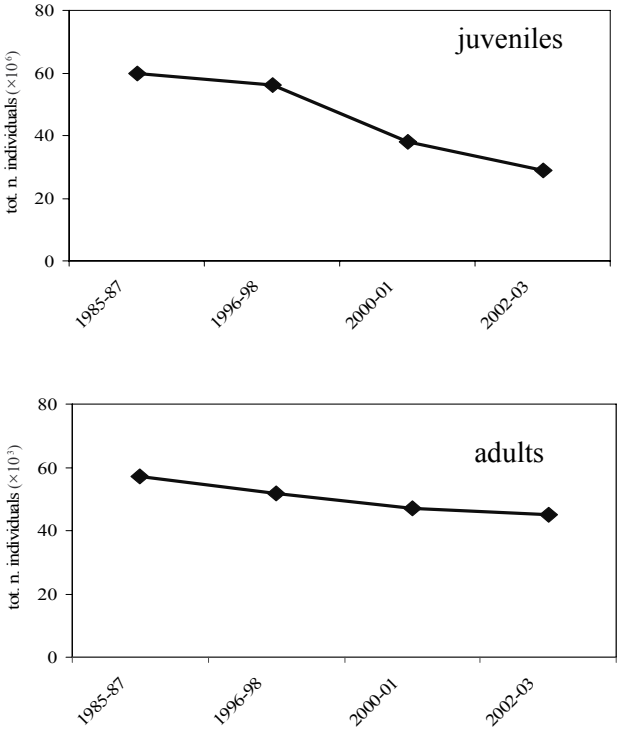


Fig. 3 - Total abundance of hake juveniles (above) and adults (below) in the GSA 9.
Abbondanza totale di giovanili (sopra) e di adulti (sotto) di nasello nella GSA 9.

References

ABELLA A., SERENA F., RIA M. (2005) – Distributional response to variation in abundance over spatial and temporal scales for juveniles of European hake (*Merluccius merluccius*) in the Western Mediterranean Sea. *Fish. Res*., **71**: 295-310.

ANSELIN L. (1988) – *Spatial econometrics: methods and models*. Kluwer Academic press.

ARDIZZONE G.D., CORSI F. (1997) - Atlas of Italian demersal fishery resources. *Biol. Mar. Medit.,* **4**: 479 pp.

BELCARI P., DE RANIERI S., REALE B., SARTOR P., SBRANA M., VIVA C. (2001) – Spatial distribution and seasonal concentration of European hake's juveniles, *Merluccius merluccius* (L., 1758) in the North Tyrrhenian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer. Medit*., **36**: 238.

FAO (2000) - Fishstat plus 2.30: fisheries data analysis software for windows. FAO, Rome.

ORSI RELINI L., PACONSTANTINOU C., JUKIC-PELADIC S., SOUPLET A., GIL DE SOLA L., PICCINETTI C., KAVADAS S., ROSSI M. (2002) – Distribution of the Mediterranean hake population (*Merluccius merluccius smiridius* Rafinesque, 1810) (Osteichthyes: Gadiformes) based on six years monitoring by trawl surveys: some implications for management. *Sci. Mar*., **66** (Suppl. 2): 21-38.

RELINI G. (1998) - Demersal trawl surveys in Italian seas: a short review. *Ifremer, Actes de Colloques,* **26**: 46-75.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 223-227

G. Cossarini, C. Solidoro, D. Melaku Canu

Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica Sperimentale,
Borgo Grotta Gigante, 42/c - 34010 Sgonico (TS), Italia.
gcossarini@ogs.trieste.it

EFFETTI DEL REGIME DELLE PIOGGE, DELL'IRRAGGIAMENTO E DEGLI SCAMBI MAREALI SULLA VARIABILITÀ SPAZIALE, STAGIONALE ED INTERANNUALE DEI PARAMETRI DI QUALITÀ DELL'ACQUA IN LAGUNA DI VENEZIA

EFFECTS OF RAIN, LIGHT EVOLUTION AND TIDAL EXCHANGES ON SPATIAL AND TEMPORAL VARIABILITY OF WATER QUALITY PARAMETER IN THE LAGOON OF VENICE

Summary

The Venice lagoon is a estuarine system characterized by high biological and ecological variability due to the presence and coexistence of many forcing factors, processes and dynamics. Statistical analysis of a huge dataset, available after a 3 years water quality monitoring program of the lagoon, named MELa1, was used to investigate and quantify the spatial and temporal variability of the ecological, biological and chemical parameters observed. The analysis was then directed to find quantitative relationships between the variability of the trophic status of the lagoon and the external forcing factors - river run off, sea-lagoon exchange, meteorological forcing, acting on the ecosystem.

Key-words: *lagoons, water quality, trophic levels, statistical analysis, abiotic factors.*

Introduzione

La laguna di Venezia presenta un'elevata variabilità delle caratteristiche ecologiche, risultato della coesistenza ed interazione di molteplici fattori forzanti, processi e dinamiche. L'identificazione e la quantificazione delle dinamiche principali e delle relazioni tra fattori forzanti e variabilità del sistema è fondamentale nella prospettiva di una gestione sostenibile delle risorse ambienti dell'ecosistema. Questo è particolarmente rilevante anche in considerazione del fatto che la laguna è in continua evoluzione per effetto delle modificazioni dovute ai cambiamenti climatici e agli interventi antropici, e che solo alcuni dei fattori forzanti che insistono sul sistema sono sotto il controllo dell'uomo.

Per questa ragione nel 2000 il Magistrato alle Acque di Venezia, attraverso il concessionario Consorzio Venezia Nuova, ha attivato un monitoraggio della qualità dell'acqua, Monitoraggio Ecosistema Laguna (MELa1), che ha permesso di investigare la variabilità temporale, a scala stagionale e pluriennale, e spaziale, a scala di bacino, dello stato trofico in laguna. MELa1 rappresenta il primo esempio di monitoraggio esteso a tutto il bacino lagunare che si è protratto per un periodo lungo più di un triennio. Infatti, sebbene la laguna è stata oggetto di molti studi volti alla caratterizzazione dello stato trofico e della qualità dell'acqua, questi hanno riguardato però parti limitate della laguna - solitamente la parte centrale della laguna, o lungo i canali della parte centrale (Alberotanza e Zucchetta, 1986, 1987, 1988, 1989, 1990; Pastres *et al.*, 1998) oppure periodi di tempo limitato (CVN1.3.1, 1990). Va infine segnalato la recente realizzazione di una rete di 10 centraline di rilevamento automatico del Magistrato alle Acque con lo scopo di sorvegliare lo stato dell'ecosistema veneziano (Ciavatta *et al.*, 2004).

Materiali e metodi

Il monitoraggio MELa1 ha previsto campionamenti mensili da settembre 2000 a dicembre 2003 in un network di 30 stazioni di campionamento che sono distribuite in modo abbastanza omogeneo nella laguna e sono rappresentative delle zone di canali (8 stazioni), delle zone di bassofondale (20 stazioni) e della fascia costiera (2 stazioni localizzate a ridosso delle bocche di porto di Lido e Chioggia). I parametri misurati sono stati la clorofilla *a*, che è interpretabile come misura della biomassa dei produttori primari planctonici (Lalli e Pearson, 1993), i feopigmenti, la concentrazione di nutrienti, N e P, che influenzano la crescita della comunità fitoplanctonica e il livello trofico dell'ecosistema, e di parametri quali salinità, temperatura, solidi sospesi, sostanza organica disciolta, che influenzano direttamente o indirettamente o che dipendono dall'attività biologica dei produttori primari. L'analisi statistica univariata e multivariata applicata al dataset MELa1 ha permesso di investigare e quantificare la variabilità spaziale, stagionale ed interannuale di alcuni parametri biologici e ambientali e di correlarli ai fattori forzanti che insistono sull'ecosistema.

Risultati

In particolare, i dati delle 30 stazioni sono stati interpolati spazialmente, con metodi di griding (Solidoro *et al*., 2004), sul domino della laguna ottenendo l'evoluzione delle mappe di distribuzione dei parametri di qualità dell'acqua. A titolo di esempio, Fig. 1 riporta le mappe medie per i tre anni di monitoraggio di clorofilla, NOx e salinità. Dall'analisi delle mappe emerge chiaramente la presenza di un gradiente spaziale dalle zone vicine alle foci dei fiumi (o altre sorgenti puntuali) verso le bocche di porto e di un altro gradiente, minore, dal bacino nord verso quello sud in tutti e tre gli anni. Ciononostante l'intensità dei gradienti presenta una notevole variabilità temporale di anno in anno. La variabilità spaziale associata alla presenza di questi gradienti è stata investigata e quantificata utilizzando l'analisi delle Componenti Principali, che, applicata sui dati medi annui, individua in tutti tre gli anni di campionamento un indicatore, PC1, ottenuto come combinazione lineare di nutrienti, clorofilla, DOC e TSS, che spiega la maggior parte della variabilità spaziale del sistema. Tale indicatore è interpretato come misura dello stato trofico della laguna ed il valore medio annuo di ogni stazione è predicibile a partire dalla conoscenza dei soli parametri fisici: salinità, e tempo di residenza, secondo il modello di regressione: $PC1 = \beta_0 + \beta_{SAL}\ SAL + \beta_{T_RES}\ T_RES$. I risultati della regressione sono presentati in Tab. 1 che riporta i pesi assoluti e relativi dei due fattori e il coefficiente di determinazione (indice della bontà della regressione). Dall'analisi della tabella si nota che la regressione è buona in tutti e tre gli anni, in quanto spiega quasi 80% della variabilità dello stato trofico, e che i 2 parametri, salinità e tempo di residenza sono egualmente importanti, in quanto i pesi relativi sono molto simili. Va infine considerato che salinità e tempo di residenza descrivono rispettivamente l'effetto dell'influenza degli apporti fluviali e l'influenza degli scambi con il mare e rappresentano quindi l'effetto dei fattori forzanti che determinano la variabilità spaziale dello stato trofico osservato in laguna.

Per quel che concerne la variabilità temporale, l'analisi dell'evoluzione dei boxplot delle distribuzioni campionarie, Fig. 2, permette di evidenziare come i parametri di qualità dell'acqua presentano una chiara dinamica stagionale legata all'evoluzione delle condizioni meteoclimatiche. Le fluttuazioni sistematiche osservabili nelle evoluzioni di clorofilla, nutrienti, ed anche in torbidità, solidi sospesi e sostanza organica disciolta (non mostrati), sono da mettere in relazione sia con

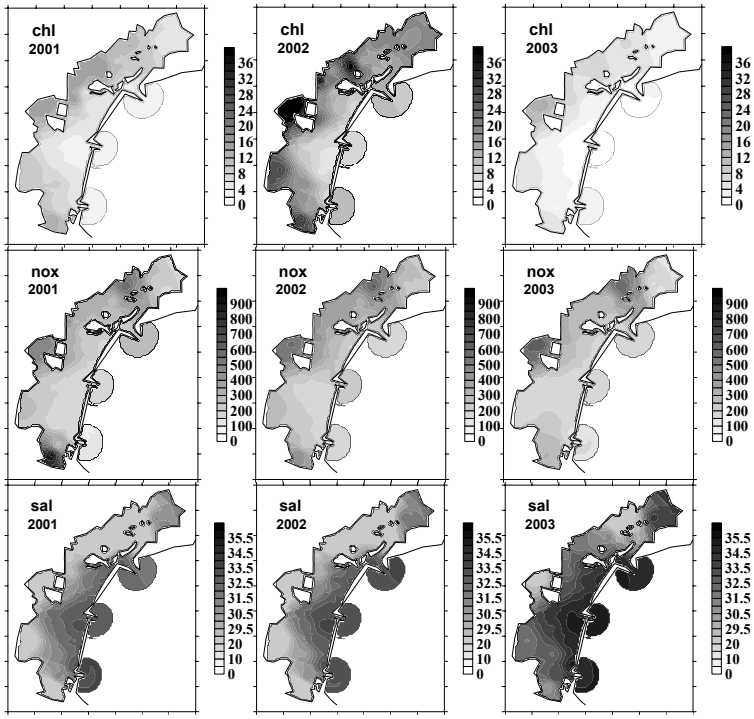


Fig. 1 - Interpolazioni spaziali dei valori medi annuali di Clorofilla *a* [µg/l], Nitrato [µg/l] e Salinità per i tre anni di monitoraggio 2001, 2002 e 2003.

Spatial interpolations of the annual mean values of chlorophyll a *[µg/l], nitrate [µg/l] and salinity for the three year 2001, 2002 and 2003.*

la variabilità stagionale degli apporti fluviali, e delle altre immissioni puntuali, sia con il ciclo stagionale di produzione-degradazione della materia organica che è regolata dai livelli di irradianza luminosa e temperatura dell'acqua.

Alla variabilità legata al ciclo stagionale si sovrappongono significative differenze interannuali, evidenti sia dal confronto delle mappe medie annuali, Fig. 1, che nell'analisi dell'evoluzione dei valori medi e mediani delle distribuzioni campionarie di Fig. 2. Tali fluttuazioni possono essere messe in relazione con le differenze registrate nei regimi idrologici dei singoli anni. Le piovosità stagionali nei tre anni di campionamenti, Fig. 3, rappresenta un indicatore degli apporti di acqua dolce e di carico di nutriente in laguna essendoci una relazioni significativa tra questi fattori (Collavini *et al*., 2005; Zuliani *et al*., 2005).

Nello specifico dal confronto di Fig. 2 con i dati piovosità stagionale dei tre anni di campionamento, Fig. 3, si nota che il 2002, l'anno più piovoso, presenta valori medi di clorofilla più che doppi rispetto al 2001 e al 2003. Inoltre, dal confronto delle climatologie stagionali dei tre anni emerge che l'estate 2002, la più piovosa del triennio, è contraddistinta dai valori più elevati di clorofilla, ammonio e fosforo reattivo; l'estate 2003, la meno piovosa del triennio, è caratterizzata da temperature e salinità più alte e da concentrazioni di clorofilla, ammonio e nitrato più basse. L'autunno 2002, il più piovoso del triennio, è contraddistinto dai valori

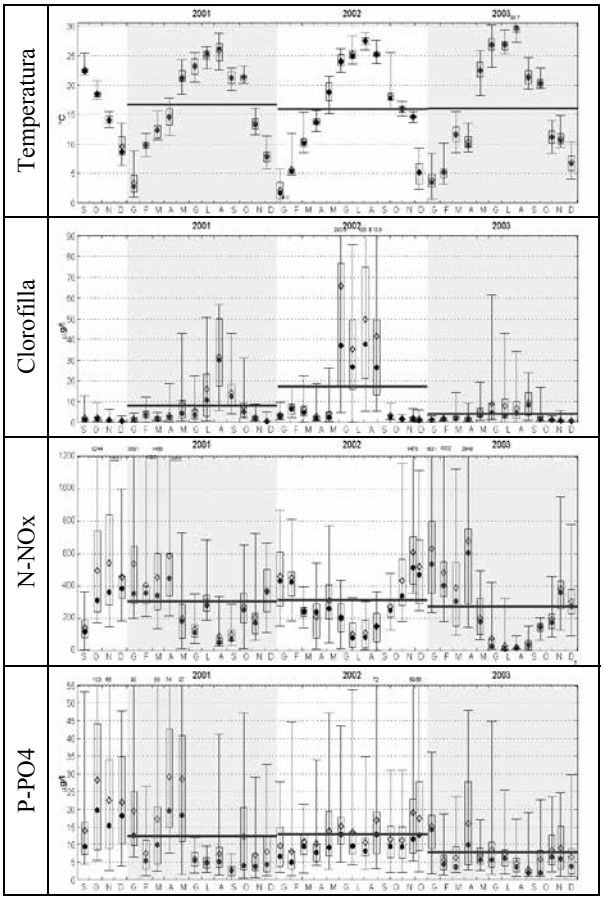


Fig. 2 - Serie temporale dei "box-plot" delle distribuzioni campionarie: medie (o), mediane (•), range interquartile (box), campo di variazione (barra verticale) e medie annuali (linee orizzontale).

Time series of the data distribution box-plots of the MELa1 surveys. Each box-plot reports the mean value (o), the median value (•), the inter-quartile range (box) and the min-max range (vertical line) of each monthly monitoring survey. The horizontal lines show the annual mean values.

Tab. 1 - Coefficienti della regressione tra PC1 e parametri fisici salinità e tempo di residenza. Tra parentesi i coefficienti relativi per i due fattori. Nell'ultima riga è riportato il coefficiente di determinazione (indice di bontà) della regressione.

Weights of the regression analysis of PC1 and the two parameters: salinity and residence time, for the three year 2001, 2002 and 2003. The relative weights of the two regression factors are reported in the brackets. Determination index of the regression, R^2, is showed in the last row.

	2001	**2002**	**2003**
β_0	6.74	4.14	6.66
β_{SAL}	-.24 (0.70)	-.16 (0.54)	-.23 (0.56)
β_{T_RES}	.071 (0.40)	.097 (0.47)	.094 (0.46)
$\mathbf{R^2}$	.886	.797	.790

più bassi di salinità e da quelli più alti delle concentrazioni delle forme disciolte di azoto e fosforo, Fig. 2.

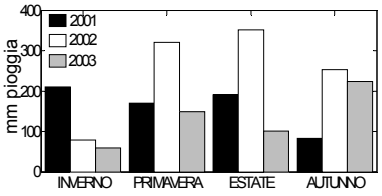


Fig. 3 - Pioggia cumulata nelle 4 stagioni nei 3 anni di campionamento.
Seasonal rainfalls during the three years 2001, 2002 and 2003.

Conclusioni

L'analisi statistica dell'evoluzione dei parametri di qualità dell'acqua, raccolti nell'ambito del monitoraggio MELa1, ha permesso di identificare uno schema concettuale dello stato trofico del sistema identificando le diverse scale delle variabilità spaziale e temporale anche in relazione alle forzanti che insistono sul sistema. In sintesi, viene identificata la presenza di gradienti spaziali, riconducibili alla localizzazione dei tributari e di altre sorgenti puntuali di acque dolci, reflui urbani e industriali, e all'entità degli scambi con il mare; la presenza di fluttuazioni sistematiche modulate in qualche misura dalle attività antropiche e riconducibili al succedersi delle stagioni; e la presenza di variazioni interannuali significative riconducibili al contributo della meteorologia specifica di ciascun anno, non controllabile dall'uomo.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano il Magistrato alle Acque di Venezia per aver reso disponibili i dati raccolti nel corso del monitoraggio MELa1, ed il Servizio Ambiente del Consorzio Venezia Nuova per gli stimoli e la collaborazione prestata.

Bibliografia

ALBEROTANZA L., ZUCCHETTA G. (1986-1990) - Caratteristiche delle acque della Laguna di Venezia (bacino centrale). Dati relativi al monitoraggio effettuato nel corso dell'anno 1986-1990. CCID,CNR ISDGM, Regione Veneto.

CIAVATTA S., PASTRES R., LIN Z., BECK M.B., BADETTI C., FERRARI G. (2004) - Fault detection in a real-time monitoring network for water quality in the lagoon of Venice (Italy). *Water Sci. Technol.*, **11** (50): 51-58.

COLLAVINI F., BETTIOL C., ZAGGIA L., ZONTA R. (2005) - Pollutant loads from the drainage basin to the Venice Lagoon (Italy). *Environ. Int*., **31**: 939-947.

CVN 1.3.1 (1990) - Campagne di misure integrative dello stato qualitativo dell'ecosistema lagunare (acque, sedimenti ed organismi). Consorzio Venezia Nuova, Venezia.

LALLI C.M., PARSONS T.R. (1993) - *Biological oceanography: an introduction*. Oxford Pergamon Press: 52-55.

PASTRES R., SOLIDORO C., FRANCO D. (1998) - Trattamento ed analisi dei dati anche mediante un modello di qualità dell'acqua. Sintesi dei risultati raggiunti. Interventi per l'arresto del degrado connesso alla proliferazione delle macroalghe in laguna di Venezia 1995-1996. Consorzio Venezia Nuova, Venezia.

SOLIDORO C., PASTRES R., COSSARINI G., CIAVATTA S. (2004) - Seasonal and spatial variability of water quality parameters in the lagoon of Venice. *Journal of Marine System*, **51** (1-4): 7-18.

ZULIANI A., ZAGGIA L., COLLAVINI F., ZONTA R. (2005) - Freshwater discharge from the drainage basin to the Venice Lagoon (Italy). *Environ. Int*., **31**: 929-938.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 228-230

T. Di Festa, G. Fanelli, G. Portacci, F. Boero*

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero - CNR, Sez. Talassografico "A. Cerruti",
Via Roma, 3 - 74100 Taranto, Italia.
fanelli@iamc.cnr.it
*DiSTeBA, Università di Lecce, Italia.

COMPETIZIONE E SUCCESSIONE NELL'ENDOBENTHOS: UN ESEMPIO DI STUDIO A LUNGO TERMINE A PORTO CESAREO (MAR IONIO)

COMPETITION AND SUCCESSION IN THE ENDOBENTHOS: A LONG TERM PHOTOGRAPHIC CASE STUDY AT PORTO CESAREO (IONIAN SEA)

Abstract

In the study of coastal marine communities the long-term ecological researches (LTER) play an important role. The paper deals on the LTER "Porto Cesareo", a long-term photographic case study carried out on stations fixed on vertical rocky shores (1989-today). The development of an endobenthic community, mainly characterised by boring sponges Cliona *spp. and the mollusc* Gastrochaena dubia*, was followed by image analysis.*

Key-words*:* Cliona *spp.,* Gastrochaena dubia*, ecological succession, time series, Ionian Sea.*

Introduzione

I monitoraggi a lungo termine rivestono oggi un ruolo sempre più importante nello studio dell'ecologia delle comunità marine costiere. La serie storica di Porto Cesareo (LE) è costituita da 15 anni di campionamento (1989-2004) (Fanelli *et al.*, 2006), con una raccolta di oltre 2300 immagini che forniscono importanti informazioni sull'evoluzione temporale delle comunità epibentoniche ed endobentoniche. In questo lavoro sono state studiate alcune tappe dello sviluppo della comunità endobentonica: in particolare è stato osservato un fenomeno di successione tra le spugne perforanti *Cliona celata* e *C. viridis.* Contemporaneamente sono stati registrati diversi tentativi di reclutamento da parte del mollusco perforante *Gastrochaena dubia,* e si è valutata l'ipotesi che possano essere messi in relazione con la presenza delle spugne perforanti.

Materiali e metodi

L'area di studio si trova nella "Zona A" della AMP di Porto Cesareo, una costa gravemente danneggiata dalla raccolta dei datteri di mare (Fanelli *et al.*, 1994). Per valutare la naturale capacità di recupero di queste comunità, nel 1989 è stato avviato un monitoraggio fotografico di 9 stazioni fisse (area campionata: 11,5×15 cm; 2 repliche) che ha portato fino ad oggi alla raccolta di 2300 immagini. Le fotografie sono state effettuate in immersione con autorespiratore (ARA) attraverso circa 130 campionamenti, con una fotocamera subacquea Nikonos V dotata di obiettivo 35 mm e sistema macro. In laboratorio le immagini sono state analizzate allo stereomicroscopio a luce trasmessa per valutare l'abbondanza di alcune specie di *Cliona.* Il fenomeno di successione in *Cliona* spp. è stato evidenziato tramite

il conteggio delle singole papille di questa all'interno di un'area prefissata di 5×5 cm. L'abbondanza delle specie di *Cliona* è stata valutata sulla base delle loro colorazioni: clionidi arancio-rossi, clionidi gialli, clionidi verde-scuro. Per *Gastrochaena dubia* è stata registrata la presenza/assenza in ogni immagine delle stazioni.

Risultati

A partire dal 1999 i clionidi arancio-rossi mostrano la tendenza a diminuire mentre l'abbondanza degli altri due gruppi mantiene valori relativamente costanti (Fig. 1).

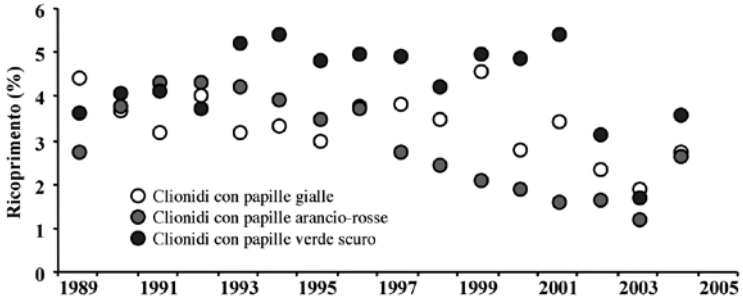


Fig. 1 - Abbondanza delle spugne perforanti del genere *Cliona*: andamento temporale del valore medio calcolato su 18 stazioni.
Abundance of boring sponge of Cliona *genus: temporal trend of average value (n=18).*

Nella Staz. 3 Sup è stato registrato un caso di successione tra le forme cromatiche: le papille arancio-rosse, dopo un picco d'abbondanza raggiunto nei primi 4 anni, scompaiono repentinamente lasciando il substrato a quelle della forma

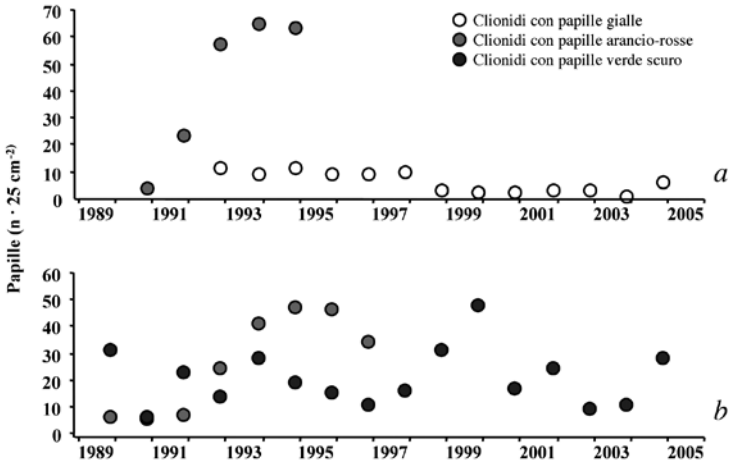


Fig. 2 - Abbondanza delle spugne perforanti del genere *Cliona*: fenomeno di successione nella Stazione 3 Sup (a) e 3 Inf (b).
Abundance of boring sponge of Cliona *genus: succession example recorded in St. 3 Sup (a) and St. 3 Inf (b).*

gialla. In altre tre stazioni, come la 3 Inf, la successione si è verificata tra la forma arancio-rossa e la forma verde scuro (Fig. 2). Anche in questi casi è stato possibile registrare la sostituzione della specie nella stessa porzione di roccia.

L'insediamento di *G. dubia* in alcuni casi precede la comparsa delle spugne clione (Staz. 1 Sup) o si verifica in assenza di queste (Stazz. 9 Inf e 5 Inf), ma può anche essere successivo alla morte di *Cliona* spp. (Stazz. 11 Sup e 11 Inf).

Conclusioni

I risultati evidenziano l'importanza dei monitoraggi a lungo termine anche per lo studio dell'ecologia delle comunità endobentoniche.

In *Cliona* spp. si osservano fluttuazioni nelle abbondanze determinate oltre che da diversi modalità di reclutamento e di accrescimento (vedi ad es. Brusco *et al.*, 2005) probabilmente anche a causa di un disturbo esterno come la predazione da parte dei ricci (Guida, 1976).

Le varie forme cromatiche di *Cliona* coesistono all'interno di una stessa area per alcuni anni, durante i quali è possibile che si instaurino eventi competitivi (Bromley e Tendal, 1973; Hartman, 1957). I risultati ottenuti suggeriscono che alla morte dei clionidi con papille arancio-rosse (*Plione vastifica* oppure *Cliona vermifera*), la forma con papille verde-scuro (probabilmente *C. viridis*) si espande andando ad occupare anche le cavità dove precedentemente si era insediata la prima forma cromatica. Questi risultati andranno confermati anche sulla base della corretta determinazione delle specie di ciascun gruppo cromatico.

Gastrochaena dubia manifesta diversi tentativi di reclutamento larvale, con una vita molto breve che varia da un mese a circa 2 anni, anche se può vivere fino a 18 anni (Carter, 1978). L'ipotesi di "successione" tra *G. dubia* e *Cliona* spp., già avanzata sulla base di studi paleontologici sulle tracce fossili di questi organismi perforanti (Bromley e Asgaard, 1993), non può essere testata a causa dell'elevata variabilità spaziale mostrata dal fenomeno. Anche *G. dubia* è un competitore inferiore perché può essere sostituito da *Lithophaga lithophaga* (Kleemann, 1974): in futuro si potrebbe analizzare anche questo stadio della successione, in modo da chiarire ulteriormente la dinamica di sviluppo di questa comunità dell'endobenthos roccioso.

Bibliografia

BROMLEY R.G., ASGAARD U. (1993) - Endolithic community replacement on a Pliocene rocky coast. *Ichnos,* **2**: 93-116.

BROMLEY R.G., TENDAL O.S. (1973) - Example of substrate competition and phobotropism between two clionid sponges. *J. Zool.,* **169**: 151-155.

BRUSCO F., CALCINAI B., BAVESTRELLO G., CERRANO C. (2005) – Attività di erosione di *Cliona celata* Grant. 1826 e *Plione vastifica* (Hancock, 1849) (Porifera, Demospongiae) perforanti substrati artificiali. *Biol. Mar. Medit.,* **12** (1): 240-243.

CARTER J.G. (1978) - Ecology and evolution of the Gastrochaenacea (Mollusca, Bivalvia), with notes on the evolution of the endolithic habitat. *Yale University Peabody Museum Bull.,* **41**: 92 pp.

FANELLI G., PORTACCI G., BOERO F. (2006) – La variabilità del benthos di Porto Cesareo (LE) (Mar Ionio) attraverso l'analisi delle serie storiche (1989-2004). *Biol. Mar. Medit*., **13** (1): 71-77.

GUIDA V.G. (1976) - Sponge predation in the oyster reef community as demonstrated with *Cliona celata* Grant. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **25**: 109-122.

HARTMAN W.D. (1957) - Ecological niche differentiation in the boring sponges (Clionidae). *Evolution,* **11**: 294-297.

KLEEMANN K.H. (1974) - Raumkonkurrenz bei Ätzmuscheln. *Mar. Biol.,* **26**: 361-364.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 231-233

S. Russo, C.R. Ferrari[1], F. Giovanardi[2], G. Montanari[1], A. Rinaldi[1]

ICRAM Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare,
Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.
s.russo@icram.org
[1]SOD Struttura Oceanografica Daphne, Cesenatico (FC), Italia.
[2]ICRAM, Loc. Brondolo – 30015 Chioggia (VE), Italia.

ANALISI DI SERIE STORICHE DI PARAMETRI IDROLOGICI IN ACQUE MARINO-COSTIERE: METODOLOGIE DI VALIDAZIONE E RAPPRESENTAZIONE DEI DATI

TIME SERIES ANALYSIS OF HYDROLOGICAL PARAMETERS IN MARINE COSTAL WATERS: METHOD FOR VALIDATION AND REPRESENTATION OF THE DATA

Abstract

The study is finalized to standardize a method for validation and representation of hydrological data (temperature and salinity) and of the derived parameters which define the conditions for the static stability of the water column.

Key-words*: time series, hydrological parameters, validation method.*

Introduzione

Lo studio degli ecosistemi marini, considerata la loro complessità, richiede un approccio integrato finalizzato alla comprensione delle interrelazioni fra organismi e ambiente. Una delle componenti fondamentali nello studio di tali sistemi è il regime climatico, comprendente tutti i parametri relativi all'ambiente fisico (temperatura, salinità…) (ICRAM, 2003).

Di seguito si descrive una metodologia di validazione e rappresentazione serie storiche di dati relativi al regime climatico di un sistema ecologico marino, testandola su una stazione denominata BC04. Tale stazione fa parte della rete di monitoraggio individuata nel progetto MAT (Mucillaggini Adriatico-Tirreno) ed è localizzata sulla batimetrica di 30 metri antistante Cesenatico. Mettere a punto un metodo standardizzato di rappresentazione permetterà di fare analisi empiriche preliminari, prima di eseguire ulteriori elaborazioni statistiche.

Materiali e metodi

Considerata la notevole quantità di dati, è stata messa a punto una procedura di controllo per verificare in modo celere l'eventuale presenza di anomalie, dovute generalmente ad errori sistematici dello strumento (CTD).

Si sono eseguiti i seguenti passi:

1. implementazione di un '*database*', contenente i dati grezzi, che permette di calcolare le variabili derivate, come la densità dell'acqua, ricavata da temperatura e salinità tramite l'equazione di stato;
2. estrazione dei dati e loro formattazione su '*files excel*';
3. implementazione di una macro, utilizzando il programma '*MatLab*' (Naldi *et al.*, 2001), per la rappresentazione di notevoli quantità di dati;

processamento di tutti i '*files*', con l'uso della macro citata al punto tre, analisi dei grafici ottenuti (Fig. 1). Nel grafico sono rappresentati i profili di temperatura relativi ad un anno di acquisizione. È evidente la presenza di un dato anomalo (spike) lungo il profilo rappresentato in blue (giugno 1999);

4. Correzione dei dati anomali. Questa viene fatta in modo automatico, tramite l'uso di un codice opportuno, fissando i valori estremi di variabilità del parametro che rappresentano le condizioni di validità del dato.

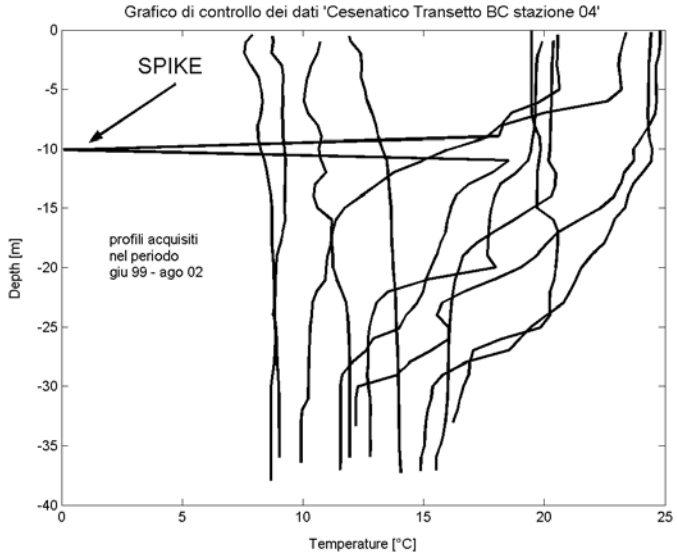


Fig. 1 - Grafico di controllo dei dati.
Data control graph.

I valori estremi vengono calcolati utilizzando le funzioni di densità di probabilità del parametro.

Risultati

Ogni parametro viene rappresentato in funzione di una scala indipendente che è il tempo; considerato che i dati sono stati acquisiti su tutta la colonna d'acqua, dalla superficie al fondo, una buona rappresentazione deve tener conto anche della profondità. Si è elaborata una macro, anche in questo caso in '*MatLab*' (Palm, 2001), che permette di rappresentare i dati nel seguente modo:

- asse delle ordinate: Parametro (Temperatura, Salinità, Densità, etc.);
- asse delle ascisse: Tempo;
- scala cromatica, con cinque diversi colori: profondità in metri.

In Fig. 2a è rappresentato un grafico di esempio ottenuto come '*output*' dalla macro suddetta; si possono estrapolare, solo in modo preliminare, le seguenti informazioni:

1. periodicità stagionale del parametro rappresentato (densità [sigma-t kg/m^3]); è possibile, già in questa fase, dare una stima approssimativa delle ampiezze e fasi delle curve periodiche riportate;

2. relativamente alle condizioni di equilibrio statico sulla verticale, è possibile stimare approssimativamente le condizioni di stabilità e rimescolamento. Per quantificare le condizioni di equilibrio della colonna d'acqua, si è calcolata la frequenza di Brunt Vaisala N^2 (sec^{-2}) per ogni metro di profondità e si è successivamente integrato N^2 su tutta la struttura verticale secondo la seguente formula:

$$\overline{N} = \int_0^{\max depth} N^2(z)dz$$

con $\overline{N}$ frequenza di Brunt Vaisala e z profondità.

3. Mettendo in corrispondenza temporale i grafici 2a e 2b si osserva come il livello di stratificazione è direttamente proporzionale ad $\overline{N}$ che permette di dare una stima quantitativa delle condizioni di equilibrio della colonna.

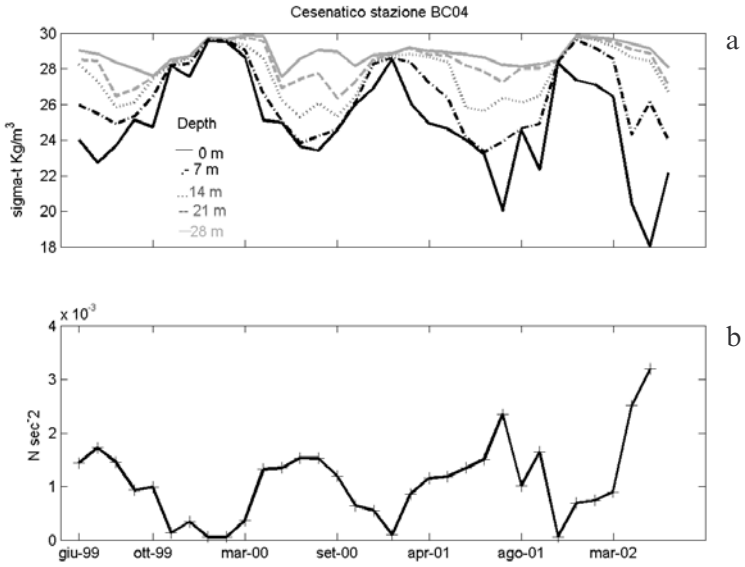


Fig. 2 - a) Rappresentazione di serie temporali; b) Andamento della frequenza $\overline{N}$, stabilità su tutta la struttura verticale.

a) Time series representation; b) Time series representation of Brunt Vaisala frequency.

Conclusioni

Il presente lavoro vuole essere un contributo alla standardizzazione delle procedure di rappresentazione grafica delle principali variabili idrologiche relative ad acque marino costiere. L'obbiettivo è pertanto quello di rendere confrontabili, ad una scala nazionale, i risultati prodotti nell'ambito delle campagne di monitoraggio condotte dalle regioni costiere in ottemperanza delle vigenti leggi.

Bibliografia

ICRAM (2003) - Programmi di monitoraggio e studio sui 'processi di formazione di mucillagini nell'Adriatico e nel Tirreno'. MAT.

NALDI G., PARESCHI L., RUSSO G. (2001) - Introduzione al calcolo scientifico.

PALM W.J. III (2001) - Introduction to Matlab 6 Engineers.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 234-237

D. Fornasaro, F. Strami, M. Cabrini

Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica Sperimentale - OGS, Via A. Piccard, 54 - 34010 Trieste, Italia.
mcabrini@ogs.trieste.it

FITOPLANCTON IN DECLINO NEL GOLFO DI TRIESTE?

IS PHYTOPLANKTON DECLINING IN THE GULF OF TRIESTE?

Abstract

According to Italian law on environmental and biological control of coastal waters, phytoplankton biodiversity was analysed at 4 surface stations in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea) from June 2001 to March 2005. The temporal and spatial evolution of the phytoplankton community is discussed.

Key-words*: phytoplankton, environmental monitoring, Gulf of Trieste.*

Introduzione

Dagli anni '90 il Servizio Difesa Mare del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio ha avviato il "Programma di monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino costiero", con lo scopo di valutare lo stato degli ecosistemi marini costieri attraverso analisi chimico-fisiche e biologiche. Nell'ambito di questo programma è stata monitorata la comunità microfitoplanctonica del Golfo di Trieste in 4 aree costiere differenti.

Materiali e metodi

I campionamenti bimensili sono stati effettuati tra metà giugno 2001 e metà marzo 2005 (con un'interruzione da giugno a settembre 2004) in superficie in 4 stazioni del Golfo di Trieste localizzate a circa 300 m dalla costa. I campioni d'acqua sono stati fissati con formalina neutralizzata al 4% e analizzati secondo il metodo della sedimentazione (Zingone *et al*., 1990) adattando il conteggio all'abbondanza delle cellule nel campione (Magaletti *et al*., 1996). La comunità è stata determinata fino al livello di classe nel corso del primo anno di campionamento e a livello di specie da giugno 2002. Per l'identificazione tassonomica sono stati utilizzati i testi di Ricard (1987) e Tomas *et al.* (1997).

Risultati

Il fitoplancton è stato distinto in diatomee, dinoflagellati e altro (nanoplancton compreso tra 2 e 20 μm). Fitoflagellati e coccolitine risultano numericamente importanti soprattutto in primavera ed estate, le diatomee rappresentano solitamente il gruppo dominante e influenzano ampiamente l'andamento del fitoplancton totale con periodiche fioriture, prevalentemente a carico del genere *Chaetoceros*, in tutte le stazioni considerate.

Nella stazione A0 (45°36'31''N; 13°43'32''E), sita nella parte centrale del Golfo, in una zona in cui si riscontrano periodici fenomeni di ipossia e talora anossia delle acque di fondo, i valori di fitoplancton sono inferiori al milione di cell L^{-1}, con un unico picco in gennaio 2002 sostenuto da diatomee ($1{,}8\times10^{6}$ cell L^{-1}) (Fig. 1).

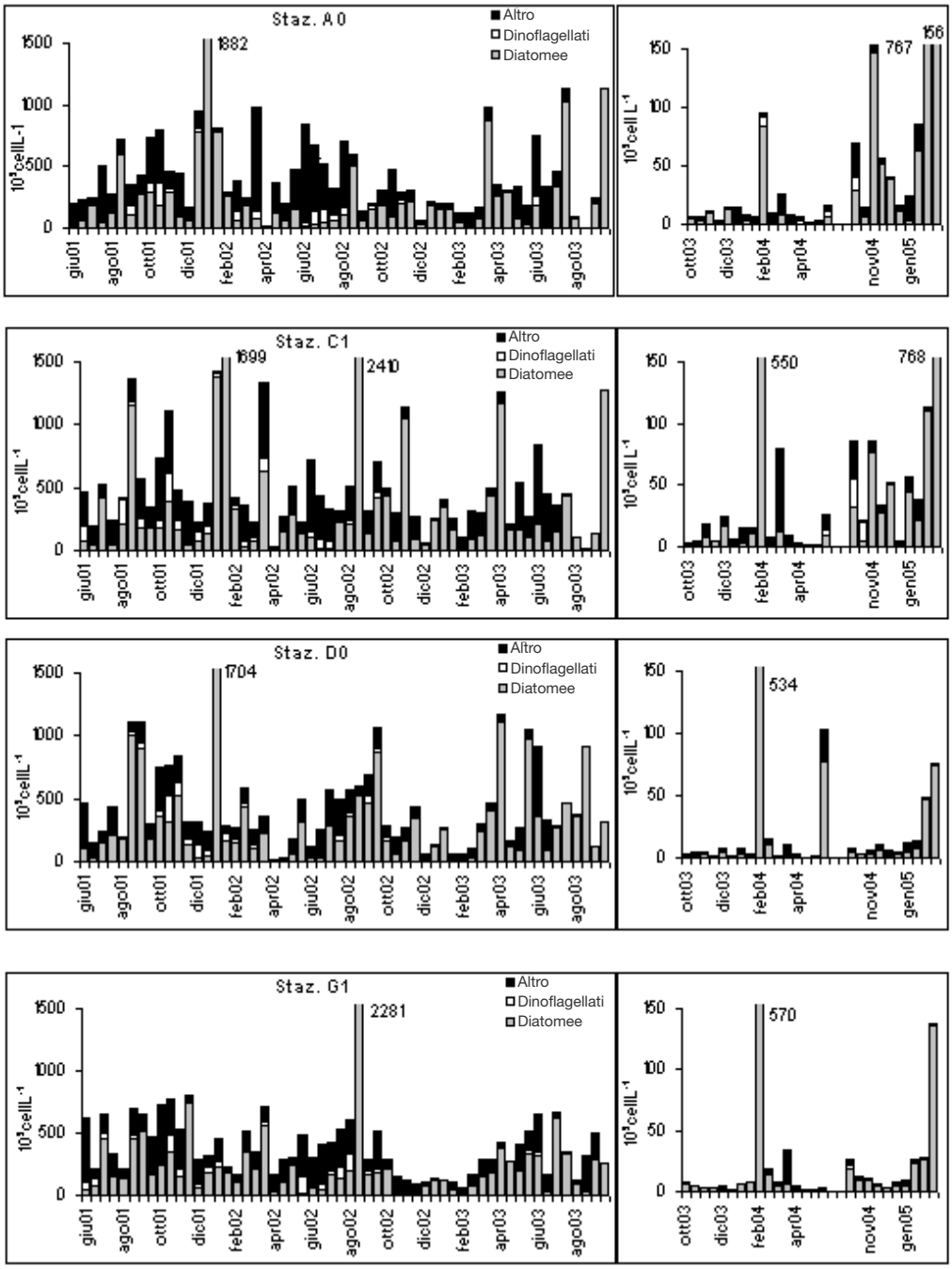


Fig. 1 - Andamento del popolamento fitoplanctonico nelle 4 stazioni.
Phytoplankton trend in the 4 stations.

Nel periodo primaverile-estivo sono frequenti le fioriture di piccoli flagellati indeterminati e coccolitine. Le dinoficee sono presenti nei periodi autunnale ed estivo ma raggiungono bassi valori di abbondanza con un massimo di $1{,}9\times10^5$ cell L^{-1} nel mese di ottobre 2001.

Nella stazione C1 (45°42'03''N; 13°42'36''E), posta all'interno della Riserva Naturale Marina di Miramare, i valori di abbondanza sono maggiori. Numerosi picchi stagionali sono spesso dovuti al genere *Chaetoceros* che sviluppa fioriture e raggiunge un massimo di circa 2×10^6 cell L^{-1} in agosto 2002 (Fig. 1). Il nanoplancton raggiunge i valori più alti di abbondanza durante il periodo estivo ed autunnale. Le dinoficee sono scarsamente presenti e solo in ottobre 2001 raggiungono i $2{,}3\times10^5$ cell L^{-1}.

La stazione D0 (45°46'11''N; 13°35'48''E) è posta all'interno di una molluschicoltura nella baia di Panzano caratterizzata da una forte pressione antropica legata alla presenza del porto e della città di Monfalcone. I fitoflagellati seguono lo stesso andamento stagionale riscontrato nella parte orientale del Golfo, ma non rappresentano, tranne in sporadici episodi, la componente preponderante del popolamento autotrofo (Fig. 1). Le diatomee sono il gruppo dominante. Le dinoficee sono scarsamente rappresentate e raggiungono l'abbondanza più elevata nell'ottobre 2001 con $2{,}2\times10^5$ cell L^{-1}.

La stazione G1 (45°42'37''N; 13°15'00''E), posta all'esterno dei bacini lagunari di Marano e Grado e in corrispondenza dello scarico di un depuratore, è di notevole importanza per il monitoraggio dell'area e delle possibili modificazioni delle caratteristiche idrologiche e biologiche delle acque. Il popolamento non è soggetto ad un andamento tipicamente stagionale ma si mantiene pressoché costante nel corso del tempo (Fig. 1). Le abbondanze presentano valori mediamente inferiori alle 6×10^5 cell L^{-1} con un unico picco nell'agosto del 2002 a carico di *Chaetoceros anastomosans* ($2{,}3\times10^6$ cell L^{-1}). Il nanoplancton risulta ben rappresentato, mentre sono sempre scarse le dinoficee.

Conclusioni

Nel Golfo di Trieste la comunità microfitoplanctonica presenta caratteristiche di marcata stagionalità: le fioriture fitoplanctoniche compaiono generalmente in primavera (a volte anticipata a gennaio e febbraio) ed estate in seguito alla stratificazione termoalina della colonna d'acqua, mentre in autunno ed inverno i processi di rimescolamento ed il raffreddamento dello strato superficiale portano all'omogeneità dell'intera colonna (Cabrini *et al*., 2000; Bussani *et al*., 2003). Le stazioni A0, C1 e D0 presentano un'evoluzione simile con una marcata stagionalità; fa eccezione G1, dove il fitoplancton presenta una minore variabilità. Seguendo lo spostamento delle correnti antiorarie del Golfo si osserva una graduale riduzione delle fioriture, che tendono ad essere meno importanti nella stazione D0 fino quasi a scomparire in G1. Il 2003 è caratterizzato da siccità estiva e primaverile che riduce fortemente la portata del fiume Isonzo (dati precipitazione 1998–2004: archivi CNR - Istituto di Scienze Marine di Trieste. Altezze idrometriche Isonzo: Direz. Reg. dell'Ambiente – Reg. FVG, Unità Operativa Idrografica di Udine), principale apporto di acqua dolce di tutta l'area, con ripercussioni sullo stato trofico del sistema, che si mantiene decisamente basso. Si conferma pertanto la risposta, non immediata ma graduale nel tempo, del comparto autotrofo ad eventi ambientali atipici. Con il ritorno delle condizioni ambientali a una situazione più

tipica si ipotizza un ripristino della circolazione ed una lenta ma costante ripresa delle abbondanze e della biodiversità.

Bibliografia

BUSSANI A., CELIO M., COMICI C. (2003) - Climatological analysis (1991-2002) of the thermohaline characteristics in the Marine Reserve of Miramare (Gulf of Trieste). *Boll. Geof. Teor. Appl.*, **44**: 11-17.

CABRINI C., COK S., PECCHIAR I. (2000) – Dinamica e struttura del fitoplancton nella fascia costiera del golfo di Trieste. *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 850-853.

MAGALETTI E., GHETTI A., CABRINI M., POMPEI M. (1996) - Fitoplancton. In: ICRAM (ed), *Metodologie analitiche di riferimento,* (schede).

RICARD M. (1987) - *Atlas du phytoplancton marin*, Vol 2. Centre National de la Recherche Scientifique, Paris: 297 pp.

TOMAS C.R. (ed) (1997) - *Identifying marine phytoplankton*. Academic press, San Diego: 834 pp.

ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990) - Fitoplancton. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D., Ribera d'Alcalà M. (eds), *Metodi nell'ecologia del plancton marino*. *Nova Thalassia*, **11**: 183-198.

Il programma è stato finanziato dal Servizio Difesa Mare del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 238-241

C. Froglia, M.E. Gramitto, B. Antolini

CNR, Istituto di Scienze Marine – Sezione Pesca Marittima,
Largo Fiera della Pesca – 60125 Ancona, Italia.
c.froglia@ismar.cnr.it

LA RACCOLTA DEI MITILI SUI BANCHI NATURALI DEL CONERO (COMPARTIMENTO MARITTIMO DI ANCONA, ADRIATICO)

THE ARTISANAL FISHERY FOR MUSSELS ON NATURAL BEDS OF CONERO (ANCONA MARITIME DISTRICT, ADRIATIC SEA)

Abstract

Mussel beds of the Conero Promontory (Central Adriatic Sea) have been traditionally harvested by diving fishermen. Since 1984 the fishery is managed on a license basis. Analysis of data recorded in the fishermen log-books showed that the production peaked in 1986 with 2000 tons. Average daily landings remained substantially stable over the years and the marked decrease of annual landings in the past five years is due to a reduction in the number of active fishermen. Causes of the phenomenon are briefly discussed.

Key-words: *mussel fisheries, catch statistics, Adriatic Sea,* Mytilus galloprovincialis.

Introduzione

I fondali infralitorali del Promontorio del Conero, compresi tra il porto di Ancona a nord ed il porto di Numana a sud, sono caratterizzati da substrati rocciosi con una comunità bentonica dominata da *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819, che presenta densità molto elevate nella fascia compresa tra 0 e 8 m di profondità, con copertura che raggiunge spesso il 100% (Panfili *et al.*, 2003).

Grazie alle particolari condizioni trofiche ed idrologiche dell'area (Marini *et al.*, 2002) i mitili hanno un elevato ritmo di crescita sia allevati sospesi (Fabi *et al.*, 1989) che sui substrati naturali.

Lo sfruttamento dei banchi naturali di mitili è pratica antichissima in Europa e la raccolta dei bivalvi avviene mediante draghe e rastrelli (Kristensen, 1997) o manualmente, dove si ha un'ampia escursione di marea (Rius e Cabral, 2004).

Invece sui fondali del Conero i mitili dei banchi naturali ("moscioli" nel dialetto locale) sono sempre stati raccolti da pescatori subacquei professionisti utilizzando apparecchi di respirazione. A partire dal 1984 questa attività è stata disciplinata dall'Autorità marittima del Compartimento di Ancona (Ordinanza n. 2/84 e relativo Regolamento). Vennero rilasciate 91 autorizzazioni alle imbarcazioni che negli anni precedenti si erano dedicate a tale attività nei mesi estivi, esercitando la "piccola pesca" con attrezzi da posta nelle altre stagioni. Vennero stabiliti i requisiti fisici e professionali dei pescatori subacquei che effettuano la raccolta dei mitili. Contemporaneamente si fissò in 10 quintali la quota massima giornaliera di mitili che poteva essere raccolta da ogni imbarcazione e si impose la compilazione quotidiana di un "Quaderno di pesca" con i dati relativi alla zona di pesca ed alla quantità di pescato. In seguito (Ordinanza n. 76/88 e relativo Regolamento) venne autorizzato, su parere favorevole del nostro Istituto, l'uso di setacci meccanici per la selezione dei mitili commerciali (lunghezza non inferiore a 5 cm) dal "sottomisura", che di solito è rigettato in mare nella stessa zona di raccolta.

La stagione di pesca si estende generalmente da maggio ad ottobre, ed il suo inizio è stabilito ogni anno con Ordinanza del Capo del Compartimento marittimo in relazione allo stato della risorsa. Prima dell'apertura della stagione di pesca il "Quaderno di pesca" è vistato dall'Autorità marittima che trasmette i dati statistici al nostro Istituto. Nonostante i consueti limiti di affidabilità delle dichiarazioni statistiche nel settore pesca, l'analisi dei dati accumulati in vent'anni consente alcune considerazioni su questa attività caratteristica dell'area anconetana.

Materiali e metodi

Sono state esaminate le dichiarazioni statistiche presentate annualmente, dal 1984 al 2003, dai titolari delle autorizzazioni che operano nella zona compresa tra il porto di Ancona e Numana (Fig. 1). Nei diversi anni solo una parte delle imbarcazioni autorizzate ha esercitato la raccolta dei mitili. Il massimo si è registrato nell'anno 1985 con 61 unità ed il minimo nel 2003 con 12 unità. Sono state considerate inattive ed escluse dalle successive elaborazioni quelle unità che hanno dichiarato meno di 10 giornate di attività nella stagione.

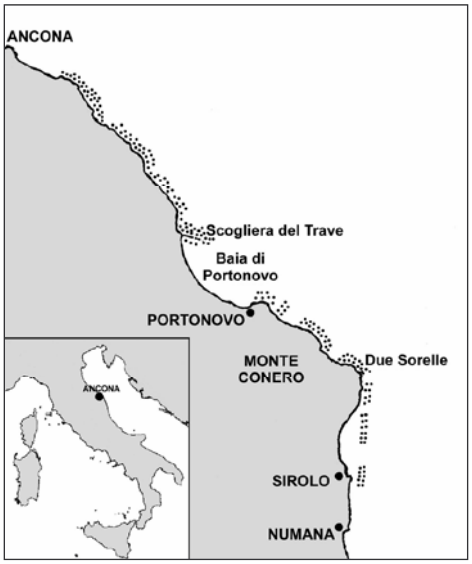


Fig. 1 - Costa del Promontorio del Conero (puntinato: principali aree di raccolta dei mitili).
Conero promontory (stippled: location of the main mussel-beds exploited).

Si è quindi calcolata la produzione totale dichiarata, lo sforzo di pesca (giornate di attività nella stagione) e la cattura per unità di sforzo.

Va segnalato che l'estensione della stagione di pesca è stata ripetutamente condizionata da episodi di sviluppo di tossine algali (DSP) che hanno comportato la temporanea sospensione della pesca per motivi sanitari. Ritardi nell'inizio della stagione di pesca sono stati concordati negli anni in cui, effettuati campionamenti biologici in aprile, si è evidenziata nella popolazione un'elevata quantità di individui di dimensioni appena inferiori alla taglia minima commerciale (5 cm).

Risultati e conclusioni

La produzione annuale è risultata linearmente correlata al numero di giornate di pesca effettuate nella stagione (tonn. Mitili = 0,517 * giorni pesca; $r^2 = 0,89$). Poichè l'attività del pescatore subacqueo può svolgersi soltanto in condizioni di bonaccia, generalmente nelle prime ore del mattino, e comporta un notevole sforzo fisico, nella stagione lo sforzo di pesca di una imbarcazione non ha mai superato le 120 giornate, anche in assenza di sospensioni dell'attività per motivi sanitari.

La produzione (Fig. 2) ha avuto un massimo nel 1986 quando 54 imbarcazioni, in 3530 giornate di attività nel periodo maggio-ottobre, hanno raccolto 2000 tonnellate di mitili.

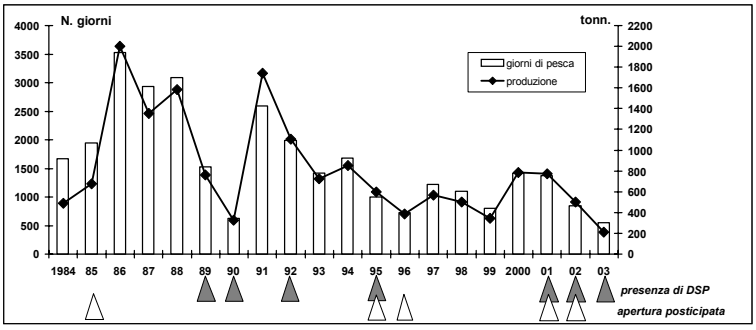


Fig. 2 - Produzione annuale (tonn.) di mitili e giorni di pesca (N.) nel periodo 1984-2003. ▲: anni con interruzioni della stagione di pesca per motivi sanitari (DSP). △: anni con posticipata apertura della stagione di pesca.

Annual production (tonn.) of mussels and number of fishing days (N.) in the years 1984-2003. ▲: year with temporary closures of the fishing season for sanitary reasons (DSP). △: year with delayed opening of the fishing season.

Un minimo si è avuto nel 1990 quando, per la perdurante presenza di tossine algali nei mitili, la stagione di pesca iniziata il 19 maggio, terminò il 12 giugno, per cui le giornate di attività di 39 imbarcazioni furono appena 623 con la raccolta di circa 330 tonnellate di mitili. Un provvedimento legislativo venne emanato dalla Regione Marche (L.R. 29/12/1990 n. 60) per il sostegno economico della categoria. L'area venne riaperta alla raccolta dei mitili soltanto l'anno seguente quando l'elevata biomassa della frazione commerciale, conseguente al mancato prelievo del 1990, determinò un altro massimo della produzione con oltre 1730 tonnellate raccolte in 2590 giornate dichiarate da 44 imbarcazioni.

Negli ultimi 5 anni la produzione complessiva dichiarata ha oscillato tra 214 e 784 tonnellate con una progressiva diminuzione del numero di imbarcazioni e di pescatori subacquei professionisti che si dedicano alla raccolta dei mitili, scesi nel 2003 a 12 unità per un totale di 552 giornate di pesca.

Tale sensibile calo della produzione non sembra imputabile ad una diminuzione della risorsa in quanto la cattura per giornata di pesca si è mantenuta stabile fino al 2002 (Fig. 3), con le normali fluttuazioni conseguenti alla variabilità interannuale della biomassa delle popolazioni naturali.

Il calo della produzione sembra piuttosto legato al progressivo abbandono di questa tradizionale attività di raccolta, conseguente all'aleatorietà della durata della stagione di pesca, sempre più spesso interrotta dal verificarsi di episodi di

formazione di tossine algali o di aggregati mucillagginosi ed alla concorrenza economica delle produzioni dei molteplici impianti di mitilicoltura costruiti in tutto l'Adriatico negli ultimi anni. Nel Compartimento marittimo di Ancona la superficie delle concessioni demaniali per mitilicoltura è passata da meno di un ettaro del 1999 (1 impianto) ai 1335 ettari del 2004 (7 impianti).

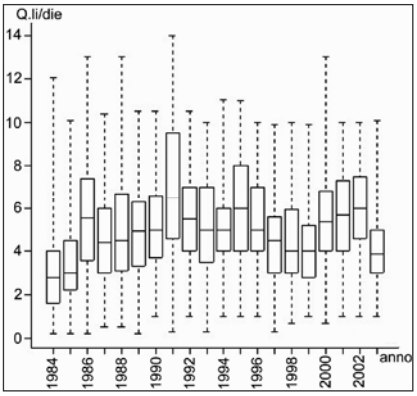


Fig. 3 - Grafico 'box and whiskers' delle variazioni interannuali della produzione giornaliera, registrata nei "Quaderni di pesca". Il lato superiore del rettangolo rappresenta il 75° percentile, il lato inferiore il 25° percentile e la linea centrale la mediana; la linea tratteggiata unisce i valori minimo e massimo degli sbarchi giornalieri dichiarati.

'Box and whiskers' plot of annual variation in daily production, as recorded in fishermen logbooks. The top of the box represents the 75th percentile, the bottom of the box represents the 25th percentile and the line in the middle represents the median; vertical lines connect minimum and maximum daily landings declared.

Le ridotte opportunità di reddito e la fatica fisica insita nella raccolta subacquea dei mitili dai substrati rocciosi naturali non favoriscono il ricambio generazionale nella categoria dei "mosciolinari", come vengono localmente chiamati i pescatori di "moscioli" (mitili) e forse anche questa categoria della "piccola pesca" è destinata a scomparire.

Ringraziamenti

Si ringrazia la Sezione Pesca della Capitaneria di Porto di Ancona ed i "mosciolinari" per la costante collaborazione nella raccolta dei dati statistici.

Bibliografia

FABI G., FIORENTINI L., GIANNINI S. (1989) – Experimental shellfish culture on an artificial reef in the Adriatic Sea. *Bull. Mar. Sci.*, **44** (2): 923-933.

KRISTENSEN P.S. (1997) – Oyster and mussel fisheries in Denmark. *U.S. Dep. Commer. NOAA Tech. Rep. NMFS*, **129**: 25-38.

MARINI M., FORNASIERO P., ARTEGIANI A. (2002) - Variations of hydrochemical features in the coastal waters of Monte Conero: 1982-1990. *P.S.Z.N.: Mar. Ecol.*, **23** (Suppl. 1): 258-271.

PANFILI M., BELLUSCIO A., FABI G., SOLUSTRI C. (2003) – Popolamenti zoobentonici di fondo duro nell'area costiera del Monte Conero. *Quad. Ist. Ric. Pesca marit.*, n.s., **1**: 85-94.

RIUS M., CABRAL H.N. (2004) – Human harvesting of *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819, on the central coast of Portugal. *Sci. Mar.*, **68** (4): 545-551.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 242-245

M. Giacomini, G. Alabiso*

Dipartimento di Informatica Sistemistica e Telematica, Università di Genova,
Via Opera Pia, 13 - 16145 Genova, Italia.
*CNR-IAMC Talassografico "A. Cerruti", Via Roma, 3 - 74100 Taranto, Italia.
g.alabiso@iamc.cnr.it

TEMPERATURE STUDY IN THE MAR PICCOLO OF TARANTO (ITALY, MEDITERRANEAN SEA)

STUDIO DELLA TEMPERATURA NEL MAR PICCOLO DI TARANTO (ITALIA, MAR MEDITERRANEO)

Abstract

In the present paper, the following historical series of temperature data from a station located in the Primo Seno of the Mar Piccolo basin were analysed: 1919-1923, 1932-1934, 1962-1969 and 1996-2004. The statistical analysis results showed a clear trend to seawater temperature increase although the available data series does not permit to exactly quantify such increase. The increase was in accordance with the warming observed in the Mediterranean and let the settlement in the basin of several warm-water species.

Key-words*: climatic changes, time series, Mar Piccolo of Taranto, Mediterranean Sea, temperature.*

Introduction

The aim of the present paper is to detect a possible temperature increasing trend in the Mar Piccolo basin (Taranto) in accordance to what observed in the western Mediterranean where a significant increase in the average temperature was registered (Bethoux *et al*., 1990). In fact, the increasing rate of global climate change observed in the last century is predicted to accelerate in the present one by the end of which temperature is expected to rise 1-3.5 °C (Watson *et al*., 1996).

It is well known that climatic fluctuations strongly affect the marine biota (Bianchi, 1997) and there are evidence that some observed biodiversity changes in the Mediterranean Sea are related to increasing seawater temperature (Bianchi and Morri, 1993, 2000; Bombace, 2001; Cecere and Petrocelli, 2004). Therefore, the study of temperature trend is important to better understand the marine communities changes and, sometimes, to predict such changes. In particular, enclosed coastal basins, like the Mar Piccolo, are more subject to temperature increase the effects of which can be enhanced by the confinement.

To this purpose, in a previous paper (Alabiso *et al.*, 2005*)*, a short historical series of temperature data (from 1996 to 2003) was analysed. The yearly trends obtained pointed out a not certain positive trend (r^2=0.74) supported, however, by the power increase of the continuous component of temperature signal calculated by means of the coefficients of Fourier. Since the yearly calculated increase was about 0.18 °C, which is usually considered a very high increase, it was decided to analyse the historical data series, even though not continuous, in possession of the Institute of Coastal Marine Environment of Taranto to verify if the increasing trend is detectable also over a longer period.

Materials and methods

The historical series of the temperature values analysed come from a station (lat. 40°28'47" N, long. 17°15'38" E) located in the Primo Seno of the Mar Piccolo basin in the following periods: 1919-1923 (Cerruti, 1925), 1932-1934 (Cerruti, 1938), 1962-1969 (Vatova, 1972) and 1996-2004 (present paper). A non parametric test (χ^2) was performed on raw data to single out significative variations of each monthly mean. Successively, on the raw data series, a mobile mean was calculated, by a linear model, to obtain 12 parameters for those years more represented in the measures (23 in all), so eliminating every variation due to seasonality. On this group, consisting of 12 parameters for each year, the ANOVA was carried out followed by the algorithm of Duncan test to single out years homogeneous groups.

Results

Fig. 1 (a, b, c, d) shows the trends of the temperature values in the four considered periods. χ^2 analysis pointed out that the various years are not significative

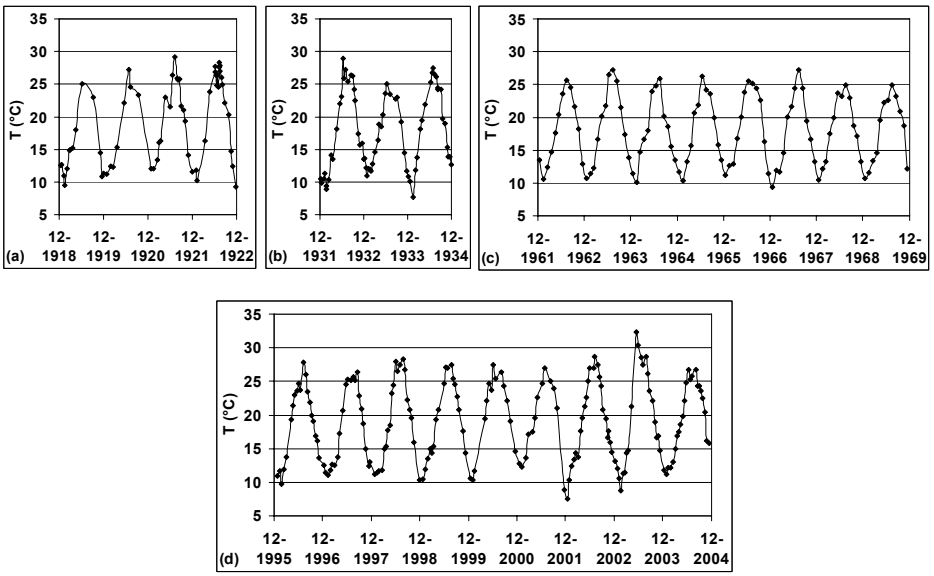


Fig. 1 - Temperature raw data in the four considered periods.
Dati grezzi di temperatura nei quattro periodi considerati.

different; only 5 months out 300 are significatively different from the expected mean value. Such months were the following: December 1922, February 1934, December 2001 (with a decreasing mean monthly value) and November 2001, June 2003 (with an increasing mean monthly value). The calculation of the yearly tendencies did not show specific linear trends (both slopes and r^2 values being close to 0). The cluster analysis results are reported in Fig. 2, where both years homogeneous groups and the temperature mean value of each year are marked.

1996	1932	1934	1919	1962	1933	1965	1966	1967	1968	1964	1963	1997	1998	1920	1999	2000	1922	1921	2001	2002	2004	2003
																				18.9	18.9	19.0
																			18.7	18.9		
														18.4	18.5	18.5	18.6	18.6	18.7			
													18.3	18.4	18.5	18.5	18.6	18.6				
												18.1	18.3	18.4								
										18.0	18.1	18.1	18.3									
						17.8	17.9	17.9	17.9	18.0	18.1	18.1										
					17.7	17.8	17.9	17.9	17.9	18.0												
		17.6	17.6	17.6	17.7	17.8	17.9															
17.3	17.3																					

Fig. 2 - Cluster analysis results: the numbers reported in the clusters are the yearly means of temperature.
Risultati della cluster analysis: i numeri riportati nei cluster sono le medie annuali della temperatura.

Conclusions

Examining the groups of years with similar characteristics, a some uniformity among contiguous years is detectable with the exception of the years 1920, 1921 and 1922 which are similar to those of the period 1996-2004, and the year 1996 which is similar to the period 1932-1934. Moreover, it is also clear that the recent years, except 1996, are comprised in the clusters where the highest mean values fall. Therefore, it is possible to conclude that, in the Mar Piccolo of Taranto, the trend to temperature increase is confirmed although the available data series does not permit to exactly quantify such increase.

The observed temperature increase is confirmed by the presence in the Mar Piccolo of numerous warm-water non-indigenous species, many of which are lessepsian migrants, which are spreading throughout the basin (Carriglio *et al*., 2004; Cecere *et al*., 2004, 2005; Mastrototaro *et al*., 2004a, 2004b). In particular, it just seems that, in the Mar Piccolo, only the species with a tropical affinity - i.e. the macroalgae *Caulerpa racemosa* Forsskål (J. Agardh) var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman *et* Boudouresque and *Hypnea cornuta* (Kützing) J. Agardh and the ascidian *Microcosmus squamiger* Michaelsen, 1927 - are well adapted to the environmental conditions, as also showed by ecophysiological studies (Petrocelli and Cecere, 2006) and are becoming invasive (Cecere and Petrocelli, 2004; Mastrototaro *et al*., 2004a). On the contrary, the cold-temperate water species, even though usually reported as invasive, did not behave in such a way (Cecere and Petrocelli, 2004).

In the light of these considerations, to know the temperature trend of a particular zone could permit to predict the destiny of an introduced species on the basis of both its biogeographic element and affinity to temperature.

References

ALABISO G., GIACOMINI M., MILILLO M., RICCI P. (2005) - The Taranto sea system: 8 years of chemical–physical measurements. *Biol. Mar. Medit.*, **12** (1): 269-373.

BETHOUX J.P., GENTILI B., RAUNET J., TAILLIZ D. (1990) – Warming trend in the western Mediterranean deep water. *Nature,* **347**: 660-662.

BIANCHI C.N. (1997) – Climate change and biological response in the marine benthos. *Atti 12° Congresso dell'Associazione Italiana di Oceanografia e Limnologia,* M. Picazzo Ed., Genova, **1**: 3-20.

BIANCHI C.N., MORRI C. (1993) – Range extension of warm-water species in the northern Mediterranean: evidence for climatic fluctuations? *Porcupine Newsletter*, **5** (7):156-159.

BIANCHI C.N., MORRI C. (2000) – Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Mar. Pollut. Bull.,* **40** (5): 367-376.

BOMBACE G. (2001) – Influence of climatic changes on stocks, fish species and marine ecosystems in the Mediterranean sea. *Archo Oceanogr. Limnol.,* **22**: 67-72.

CARRIGLIO D., FANELLI G., RUBINO F. (2004) – First record of the alien gasteropod *Melibe fimbriata* (Opistobranchia: Tethydae) in the Taranto seas (Mediterranean Sea). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **84** (5): 1067-1068.

CECERE E., PETROCELLI A. (2004) - Floristic and biogeographic considerations about the benthic macroalgal flora in the Gulf of Taranto. *Biogeographia,* **25**: 7-18.

CECERE E., PETROCELLI A., VERLAQUE M. (2004) – Morphology and vegetative reproduction of the introduced species *Hypnea cornuta* (Rhodophyta, Gigartinales) in the Mar Piccolo of Taranto (Italy, Mediterranean Sea). *Bot. Mar.*, **47**: 381-388.

CECERE E., RUBINO F., FANELLI G., SARACINO O.D., PETROCELLI A. (2005) - *Individuazione e monitoraggio di specie alloctone nei mari di Taranto.* CNR, IAMC Ed.,Taranto. StampaSud, Mottola (TA): 20 pp.

CERRUTI A. (1925) – *Il Mar Piccolo ed il Mar Grande di Taranto. I Parte. Preliminari Oceanografici.* Ministero dell'Economia Nazionale. Ispettorato Generale della Pesca. Provveditorato Generale dello Stato, Roma: 120 pp.

CERRUTI A. (1938) – Ricerche oceanografiche compiute nel Mar Piccolo, nel Mar Grande e nel Golfo di Taranto durante il triennio 1932-34. *Atti R. Acc. Sc. Napoli*, **1**, Serie 3ª, N. 2: 169 pp.

MASTROTARO F., PETROCELLI A., CECERE E., MATARRESE A. (2004a) – Non-indigenous species settle down in the Taranto Seas. *Biogeographia,* **25**: 47-54.

MASTROTARO F., PANETTA P., D'ONGHIA G. (2004b) - Further records of *Melibe viridis* (Mollusca, Nudibranca) in the Mediterranean Sea, with observations on the spawning. *Vie et Milieu*, **54** (4): 251-253.

PETROCELLI A., CECERE E. (2006) – Photosynthetic activity of the introduced seaweed *Hypnea cornuta* (Gigartinales, Rhodophyta) in the Mar Piccolo of Taranto: preliminary results. *Biol. Mar. Medit.,* **13** (1): 745-747.

VATOVA A. (1972) - Osservazioni fisico-chimiche periodiche nel Mar Grande e Mar Piccolo di Taranto (1962-1969). *Boll. Pesca Pisc. Idrob.,* **27** (1) (N.S.): 43-79.

WATSON R.T., ZINYOWERA M.C., MOSS R.H. (1996) – Climate change 1995. Impacts, adaptations and mitigation of climate change: scientific-technical analysis. *Contribution of working group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, NY: 878.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 246-249

D. Giordano, B. Busalacchi, P. Consoli, A. Perdichizzi, P. Rinelli, S. Greco*

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, IAMC-CNR, Sezione di Messina,
Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.
daniela.giordano@iamc.cnr.it
*ICRAM, Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.

ANALISI DEI TREND DI ABBONDANZA DI ALCUNE SPECIE DI CROSTACEI DI IMPORTANZA COMMERCIALE NEL TIRRENO MERIDIONALE

ABUNDANCE TREND OF SOME COMMERCIAL CRUSTACEANS SPECIES IN THE SOUTHERN TYRRHENIAN SEA

Abstract

In this paper the temporal abundance trends of some commercial decapod crustaceans, such as Aristeus antennatus*,* Aristaeomorpha foliacea*,* Nephrops norvegicus *and* Parapenaeus longirostris *during ten years of research are shown. The data were recorded during the GRUND national project from 1994 to 2004. The results showed a negative trend for* Aristeus antennatus *and a positive, but not significant trend for* Parapenaeus longirostris *in the study area.*

Key-words: *abundance, demersal fisheries, commercial crustaceans, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

Nonostante la crisi che da qualche anno ormai investe il settore produttivo ittico calabrese e siciliano, i crostacei rappresentano una quota importante della realtà produttiva meridionale, in particolar modo in quella siciliana (20%) (IREPA, 2003). Considerando l'elevato valore commerciale che queste specie hanno assunto specialmente negli ultimi anni, sono stati analizzati gli indici di abbondanza e di densità per anno, allo scopo di identificare possibili trend temporali delle specie di crostacei decapodi che assumono un maggiore valore economico nella zona: gambero bianco, *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846), scampo *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758), gambero rosso *Aristaeomorpha fogliacea* (Risso, 1827) e gambero viola *Aristeus antennatus* (Risso, 1816). I dati presentati in questo lavoro sono stati raccolti durante dieci anni di trawl surveys svolti, nell'ambito del programma nazionale GRUND (Valutazione delle risorse demersali nei Mari Italiani), dal 1994 al 2004 nel Tirreno Meridionale (Capo Suvero-Capo S.Vito) dall'Unità Operativa del CNR di Messina (Greco *et al*., 2003).

Materiali e metodi

I dati provenienti dalle campagne di pesca a strascico sperimentali, svolte tutte nel periodo autunnale dal 1994 al 2004, con eccezione del 1999 nel corso del quale il progetto GRUND ha subito una pausa per problemi amministrativi, sono relativi a 66 cale eseguite nello strato batimetrico 10-50 m, 62 cale tra 51 e 100 m, 75 cale tra 101 e 200 m, 95 tra 201 e 500 m e 97 fra 501 ed 800 m. Gli indici di abbondanza e di densità sono stati calcolati per lo strato batimetrico caratteristico di ciascuna specie, in particolare tra 50 ed 800 m per *Parapenaeus longirostris*, tra 200 e 500 metri per *Aristaeomorpha foliacea* e *Nephrops norvegicus* e tra 500 ed 800

metri per *Aristaeus antennatus*. Sono stati elaborati gli indici di biomassa (kg/km^2) e di densità (N/km^2) per anno ed i relativi coefficienti di variazione (CV%= ds/media×100), al fine di testare la variabilità dei valori considerati.

Tab. 1 - Valori degli indici di biomassa medi per anno con i relativi coefficienti di variazione (CV%=ds/media*100) di *Aristeus antennatus*, *Aristaeomorpha foliacea*, *Parapenaeus longirostris* e *Nephrops norvegicus*.

*Mean biomass index values per year with the relative variation coefficients (CV% = ds/media*100) of* Aristeus antennatus, Aristaeomorpha foliacea, Parapenaeus longirostris *and* Nephrops norvegicus.

	A. antennatus	**500-800m**	*A. foliacea*	**200-800m**	*P. longirostris*	**50-800m**	*N. norvegicus*	**200-800m**
Anno	kg/km^2	C.V.	kg/km^2	C.V.	kg/km^2	C.V.	kg/km^2	C.V.
1994	49.00	22.57	32.05	29.73	28.63	38.68	9.35	27.16
1995	17.31	29.02	35.34	25.19	13.03	39.05	3.43	29.96
1996	77.33	21.73	20.88	29.03	8.25	23.22	6.41	30.91
1997	37.27	26.17	26.34	31.45	24.09	24.71	3.38	38.14
1998	32.19	44.36	28.79	27.40	14.00	25.05	4.72	47.24
2000	19.66	26.84	33.84	31.06	21.50	22.31	2.95	31.62
2001	22.50	23.65	27.29	29.26	14.11	19.24	2.36	31.82
2002	15.20	18.08	29.09	24.56	10.47	32.24	2.29	35.04
2003	2.97	59.61	15.86	47.46	24.62	20.50	14.19	50.26
2004	2.43	52.39	13.30	40.76	31.99	22.72	3.90	44.26

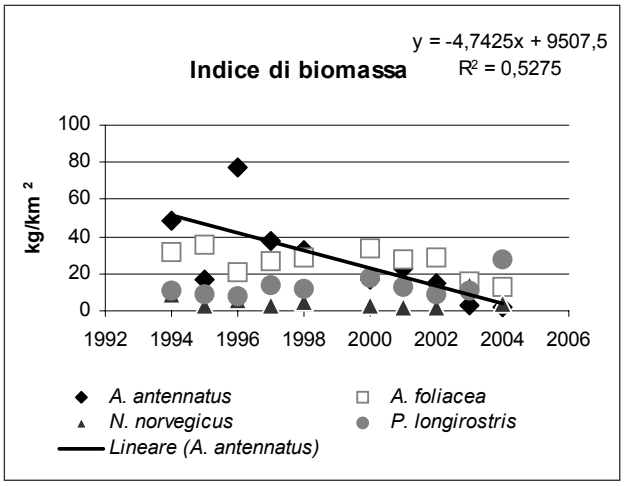


Fig. 1 - Andamento temporale dell'indice di biomassa medio (kg/km^2) per anno (1994-2004) di *Aristeus antennetus*, *Aristaeomorpha fogliacea, Nephrops norvecicus* e *Parapenaeus longirostris*.

Abundance trend (mean biomass index: kg/km^2) per year (1994-2004) of Aristeus antennatus, Aristaeomorpha fogliacea, Nephrops norvecicus *e* Parapenaeus longirostris.

Risultati

In *Aristeus antennatus* i valori dell'indice di biomassa (Tab. 1) decrescono da 77.33 kg/km² (CV=21.73%) nel 1996 a 2.43 kg/km² (CV=52.93%) nell'ultimo anno (2004) mostrando un trend significativamente negativo (r^2=0.53; p<0.05) (Fig. 1); i valori dell'indice di densità (Tab. 2) analogamente decrescono da 1274 N/km²

Tab. 2 - Valori degli indici di densità medi per anno con i relativi coefficienti di variazione (CV%=ds/media*100) di *Aristeus antennatus*, *Aristaeomorpha foliacea*, *Parapenaeus longirostris* e *Nephrops norvegicus*.

*Mean density index values per year with the relative variation coefficients (CV%=ds/media*100) of* Aristeus antennatus, Aristaeomorpha foliacea, Parapenaeus longirostris *and* Nephrops norvegicus.

	A. antennatus	**500-800m**	*A. foliacea*	**200-800m**	*P. longirostris*	**50-800m**	*N. norvegicus*	**200-800m**
Anno	N/km²	C.V.	N/km²	C.V.	N/km²	C.V.	N/km²	C.V.
1994	634	45	2161	35	1451	42	178	37
1995	263	54	3238	28	998	43	70	33
1996	1274	38	1046	28	1179	24	151	34
1997	512	43	1785	32	2062	24	98	41
1998	427	52	1683	26	1624	21	67	30
2000	270	55	1499	27	3068	25	69	34
2001	305	44	1153	31	1702	20	60	29
2002	233	43	1754	26	1286	23	79	39
2003	421	64	928	54	1162	21	147	46
2004	33	59	798	42	7676	52	192	48

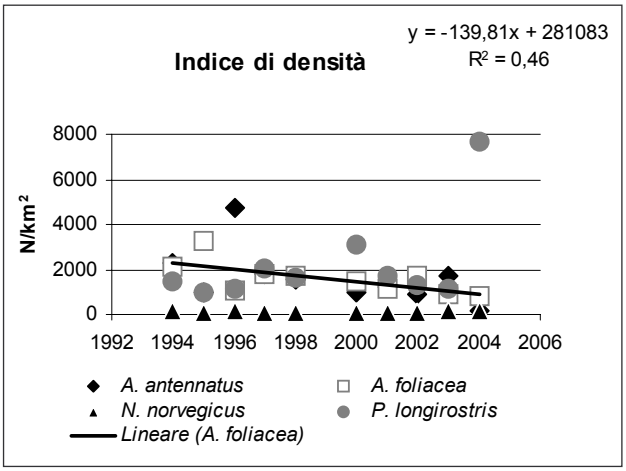


Fig. 2 - Andamento temporale dell'indice di densità medio (N/km²) per anno (1994-2004) di *Aristeus antennetus*, *Aristaeomorpha fogliacea, Nephrops norvecicus* e *Parapenaeus longirostris*.

Abundance trend (mean density index: N/km²) per year (1994-2004) of Aristeus antennatus, Aristaeomorpha fogliacea, Nephrops norvecicus *e* Parapenaeus longirostris.

(CV=38%) nel 1996 a 33 N/km^2 (CV=59%) nel 2004. Le rese dello scampo, sempre piuttosto limitate in queste acque, non mostrano alcun andamento temporale significativo. I valori dell'indice di biomassa sono infatti piuttosto irregolari; i massimi valori sono stati registrati nel 1994 e nel 2003 (9.35 kg/km^2; CV=27.16% e 14.19 kg/km^2 CV=50.26%) mentre i valori più bassi nel 2002 (2.29 kg/km^2; CV=35.04%). Una diminuzione dei rendimenti in peso si evidenzia anche per il gambero rosso (Tab. 1), che decresce dal massimo valore registrato nel 1995 (35.34 kg/km^2; CV=25.19%) al valore minimo nel 2004 (13.30 kg/km^2; CV=40.76%). Dall'analisi dell'indice di densità si evidenzia per questa specie un trend significativamente negativo (r^2=0.46; $p<0.05$) con valori dell'indice di densità che decrescono da 3238 N/km^2 (CV=28%) nel 1995 a 798 N/ km^2 (CV=42%) nel 2004 (Tab. 2; Fig. 2). Una situazione diversa si evidenzia per il gambero bianco, che, dopo aver subito fluttuazioni nel corso degli anni, mostra un incremento nell'ultimo anno sia come indice di biomassa (31.99 kg/km^2; CV=22.72%) che di densità (Tab. 2), passando da un valore di 998 N/km^2 nel 1995 a 7676 N/km^2 (CV=59%) nel 2004.

Conclusioni

I dati mostrano una certa sofferenza per lo stock di *Aristeus antennatus* ed, in misura minore per quello di *Aristaeomorpha fogliacea*. Benchè le fluttuazioni di aristeidi siano note in letteratura come eventi periodici non facilmente spiegabili (Relini ed Orsi Relini, 1987; Sardà, 1987; Campillo, 1994; Orsi Relini e Relini, 1994), nell'area in oggetto l'*Aristeus antennatus* potrebbe avere occupato batimetriche superiori agli 800 metri, oppure la chiusura della pesca a strascico dal 1990 entro la batimetrica dei 500 m potrebbe aver determinato un incremento della pesca agli aristeidi, confermata dalla contemporanea diminuzione anche di *A. foliacea*. Infatti la Sicilia rappresenta il maggiore polo produttivo della pesca al gambero rosso (circa 330 imbarcazioni) (IREPA, 2003).

Bibliografia

CAMPILLO A. (1994) – Bio-ecology of *Aristeus antennatus* in the French Mediterranean. In: Life cycles and fisheries of deep water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*. *N.T.R.-I.T.P.P., Special Publication*, **3**: 25-26.

GRECO S., RINELLI P., PERDICHIZZI F., GIORDANO D., ROMEO T., BOTTARI T., FLORIO G., CONSOLI P., BUSALACCHI B., FABRONI F. (2003) – Valutazione delle risorse demersali nel Basso Tirreno (C.po Suvero-C.po San Vito). Relazione finale UO 6, IST-ME CNR, Ministero Politiche Agricole e Forestali: 142 pp.

IREPA (2003) – Osservatorio economico sulle strutture produttive della pesca marittima in Italia. Rapporto n. 758.14: 184-188.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1994) - Biological characteristics of *Aristeus antennatus* as highlighted by long-term observations in the Ligurian sea deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus. N.R.T.-I.T.T.P., Special Publication,* **3**: 27-28.

RELINI G., ORSI RELINI L. (1987) - The decline of red shrimps stocks in the Gulf of Genoa. *Inv. Pesq.*, **51** (Suppl. 1): 245-260.

SARDÀ F. (1987) - Progresos realizados en el conocimiento de la biologia pesquera de la gamba, *Aristeus antennatus* (Risso, 1816). Ensayo de evaluacion de bancos en el Mediterraneo Occidental. *FAO Rapp. Pèches*, **395**: 76-83.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 250-252

A. Granzotto, F. Fiorentino, G. Garofalo, M. Gristina, G. Sinacori

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, IAMC-CNR,
Via L. Vaccara, 61 – 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.
fabio.fiorentino@iamc.cnr.it

UN APPROCCIO TROFICO ALLO STUDIO DELLA COMUNITÀ DEI PESCI DEMERSALI DELLO STRETTO DI SICILIA NELL'ANALISI DELLA SERIE TEMPORALE 1994-2004

A TROPHIC APPROACH FOR THE ANALYSIS OF THE TIME SERIES (1994-2004) OF THE DEMERSAL FISH COMMUNITY IN THE STRAIT OF SICILY

Abstract

The time series (1994-2004) of the demersal community of fishes in the Strait of Sicily is analysed keeping separate shelf assemblages from slope ones. Mean trophic level and biomass indices show different dynamics in shelf and slope. The shelf assemblages behave in a cyclic way reaching in 2004 very similar values they had in 1994. Conversely slope assemblages show in 2004 slight increase of biomass indices but a strong decrease of the mean trophic level.

Key-words: *Strait of Sicily, demersal fisheries, Central Mediterranean Sea.*

Introduzione

L'analisi delle serie storiche di indici correlabili allo stato delle risorse è uno degli approcci rilevanti per valutare l'evoluzione nel tempo delle popolazioni sfruttate dalla pesca. Nel presente lavoro viene presentata la serie temporale (1994-2004) di due indici, la biomassa ed il livello trofico medio delle specie ittiche demersali. La possibilità di analizzare diverse caratteristiche delle risorse utilizzando indici sintetici ha permesso di rilevare gli effetti della pressione antropica in molti ecosistemi soggetti a sfruttamento (Rice e Gislason, 1996). Considerando che l'area studiata è caratterizzata da un'elevata produttività biologica consentita dalle peculiari caratteristiche morfobatimetriche ed idrologiche, e che ospita una intensa attività di pesca a strascico, i risultati sono commentati alla luce delle conoscenze sulle principali forzanti antropiche ed ambientali che agiscono sullo Stretto di Sicilia.

Materiali e metodi

È stato analizzato l'indice di biomassa medio (IB_m) della fauna ittica (159 specie di pesci ossei e cartilaginei) espresso in kg/km^2 per ogni anno della serie temporale 1994-2004. I dati sono stati ottenuti da campagne di pesca a strascico effettuate nell'ambito del programma internazionale MEDITS (Bertrand *et al.*, 2002). L'area di studio, i fondi dello Stretto di Sicilia entro la linea di mezzeria, è stata suddivisa in due strati: "piattaforma" ("inner/mid shelf" 10-100 m e "outer shelf" 101-200 m) e "scarpata" ("upper slope" 201-500 m e "slope" 501-800 m) nei quali sono state effettuate rispettivamente 22 e 34 cale ripetute ogni anno. Per tutte le specie è stato inoltre stimato il livello trofico (LT) utilizzando il software

Trophlab (Pauly *et al.*, 2000). La composizione della dieta per ogni specie è stata ricavata in Fishbase (Froese e Pauly, 2002, www.fishbase.org). Il Livello Trofico medio (LT_m) è stato quindi calcolato annualmente per i quattro strati.

L'andamento dei due indici nel tempo è stato analizzato utilizzando un modello di regressione lineare (indice *vs* anni); nel caso la relazione sia risultata significativa ($p<0.05$) è stato riportato il valore della pendenza della retta ("b").

Una rappresentazione riassuntiva degli indici è data dallo scatterplot dell'IB_m e dell'LT_m per piattaforma e scarpata riportato in Fig. 1.

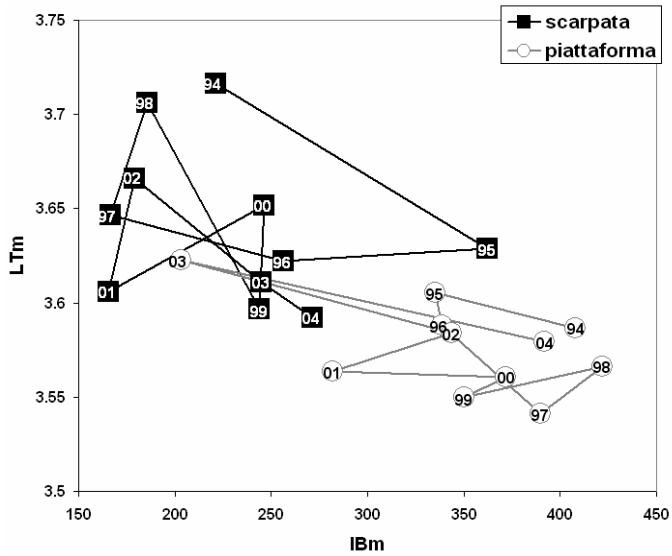


Fig. 1 - Serie temporale (1994-2004) del rapporto tra Livello Trofico medio (LT_m) e Indice di Biomassa media (IB_m) dei pesci demersali nella piattaforma e nella scarpata dello Stretto di Sicilia.

Time series (1994-2004) of the relationship between mean Trophic Level (LT_m) and mean Biomass Index (IB_m) of demersal fish in shelf and slope in the Strait of Sicily.

Risultati e conclusioni

Gli andamenti dell'indice di biomassa medio (IB_m) e del livello trofico medio (LT_m) sono riportati nella Fig. 1. I valori degli indici di piattaforma e scarpata risultano molto differenti: la biomassa è generalmente più elevata in piattaforma mentre il LT_m presenta valori più elevati nella scarpata. LT_m e IB_m della piattaforma non presentano trend significativi, ma hanno un andamento ciclico con il 2004 che presenta valori degli indici molto simili a quelli del 1994. Al contrario sulla scarpata mentre l'indice di biomassa non mostra evidenti tendenze, il livello trofico medio diminuisce significativamente ($b=-0.011$, $p<0.05$) ad un tasso di 0.1 nel decennio considerato.

Tale risultato è in accordo con quanto individuato da Pauly (Pauly *et al.*, 1998) che ha registrato, per una serie storica di cinquant'anni, la diminuzione del LT_m ad un tasso di 0.1 punti ogni decennio; questo risultato è ritenuto essere

un effetto dell'eccessiva pressione di pesca cui sono sottoposte le risorse ittiche. Nella scarpata siciliana tuttavia, non si è registrato un aumento di capacità di pesca tale da giustificare una simile diminuzione del livello trofico medio, ed al contempo non si è registrata alcuna diminuzione della biomassa. Quindi la diminuzione del LT_m potrebbe essere spiegata da un effetto secondario dell'attività di pesca che pur non incidendo sulla biomassa della risorsa, ne modifica comunque la struttura trofica. È probabile inoltre un effetto delle forzanti ambientali quali i nutrienti, la temperatura e la salinità delle masse d'acqua, che possono influenzare la rete trofica. Lo Stretto di Sicilia è stato, infatti, interessato tra il 1992 ed il 1998 dall'Eastern Mediterranean Transient (EMT) con l'arrivo di acque intermedie modificate dal bacino di levante, più fredde e meno salate (Gasparini *et al*., 2005). Questo fenomeno potrebbe aver contribuito a modificare le caratteristiche delle comunità demersali. Ulteriori studi sono necessari per individuare le relazioni tra le caratteristiche ambientali e le risorse da pesca nello Stretto di Sicilia.

Bibliografia

BERTRAND J.A., DE SOLA L.G., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2002) - The general specifications of the Medits surveys. *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 9-17.

FROESE R., PAULY D. (eds) (2002) - FishBase. www page, http://www.fishbase.org

GASPARINI G.P., ORTONA A., BUDILLON G., ASTRALDI M., SANSONE E. (2005) - The effect of the Eastern Mediterranean Transient on the hydrographic characteristics in the Strait of Sicily and in the Tyrrhenian Sea. *Deep-Sea Research,* I, **52**: 915–935.

LINDEBO E. (1999) – A review of fishing capacity and overcapacity. *SJFI Working Paper*, **14**: 43 pp.

PAULY D., CHRISTENSEN V., DALSGAARD J., FROESE R., FRANCISCO T.Jr. (1998) - Fishing down marine food webs. *Science*, **279**: 860-863.

PAULY D., FROESE R., SAA-A P.S., PALOMARES M.L.D., CHRISTENSEN V. (2000) - TrophLab Manual. ICLARM, Manila, Philippines.

RICE J., GISLASON H. (1996) - Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. *ICES J. Mar. Sci.*, **53**: 1214-1225.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 253-256

M. Gristina, F. Fiorentino, G. Garofalo, A. Granzotto, S. Ragonese

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero-CNR, Via L. Vaccara, 61 – 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.
gristina@irma.pa.cnr.it

TREND TEMPORALE NELLA COMUNITÀ DEMERSALE DI PIATTAFORMA E DI SCARPATA NELLO STRETTO DI SICILIA (1994–2004)

TEMPORAL TREND IN THE DEMERSAL COMMUNITY ON THE SHELF AND SLOPE OF THE STRAIT OF SICILY (1994-2004)

Abstract

Long-term changes in the demersal community, including fishes, crustaceans and cephalopods were examined between 1994 and 2004 in the Strait of Sicily. The mean total biomass per year (Kg/Km^2) showed a negative trend both in shelf and slope. Multivariate analysis presented different clusters in the two bathymetric ranges examined. Causes of the temporal changes in demersal community in relation to fishing capacity and environmental factors are discussed.

Key-words: *demersal fisheries, temporal variations, Strait of Sicily, Central Mediterranean Sea.*

Introduzione

Gli effetti della pesca a strascico sulla struttura delle comunità demersali sono stati ampiamente dimostrati in numerosi lavori (Dayton *et al*., 1995). In mancanza di aree "vergini" di confronto, totalmente esenti da disturbi da pesca, lo studio delle serie temporali può consentire di evidenziare la natura e la dimensione di tali effetti sulle comunità demersali e può rappresentare un riferimento, seppur relativo, per lo sviluppo di ipotesi di gestione sostenibile delle risorse. Il presente studio è stato condotto sulla serie storica (1994-2004) di dati relativa alla comunità demersale della piattaforma continentale e della scarpata della Sicilia meridionale. Scopo del presente lavoro è stato quello di esaminare il pattern temporale della comunità demersale dello Stretto di Sicilia alla luce delle conoscenze sull'evoluzione della pressione di pesca e delle principali caratteristiche ambientali dell'area.

Materiali e metodi

I dati sulla comunità demersale sono stati ottenuti da campagne a strascico effettuate nell'ambito del programma internazionale MEDITS per lo studio delle risorse demersali del Mediterraneo (1994-2004) (Bertrand *et al*., 2002). L'area di studio è rappresentata dal versante italiano dello Stretto di Sicilia. Per ogni survey sono state prese in considerazione 56 cale: 22 sulla piattaforma (10-200 metri) e 34 sulla scarpata (201-800 metri). Le catture in peso per gli individui di ogni specie catturata di Cefalopodi, Crostacei, Selaci e Teleostei presenti almeno nel 5% delle cale esaminate, sono stati standardizzati al km^2. L'indice di capacità di pesca ($IC=TSL_{tot}+(0,45*KW_{tot})$) esercitata nelle aree di piattaforma e di scarpata è stato calcolato, secondo Lindebo (1999) modificato, per la serie storica 1994-2004. Il trend temporale della comunità demersale è stato esaminato usando la Cluster analysis e la Multi-dimensional scaling (MDS). Per entrambe le analisi è stato uti-

lizzato l'indice di similarità di Bray-Curtis su dati precedentemente log- trasformati. Le analisi sono state realizzate con l'ausilio del pacchetto di statistica PRIMER.

Risultati

Negli undici survey esaminati sono stati complessivamente censiti 241 taxa (142 Teleostei, 29 Selaci, 41 Crostacei e 29 Cefalopodi). La biomassa complessiva delle risorse demersali calcolata per gli 11 anni di indagine sull'intera area di studio (scarpata e piattaforma) mostra un trend negativo passando da 511,9 Kg/Km^2 a 438,6 (Kg/Km^2). Il medesimo andamento è stato registrato sia per la piattaforma continentale che per la scarpata analizzate separatamente. Tutti i trend temporali di biomassa totale risultano statisticamente significativi ($p<0.05$). L'indice di capacità di pesca (IC) per l'area di studio presenta una diminuzione significativa ($p<0.05$). La cluster analysis realizzata sulla piattaforma continentale consente di individuare, ad un livello di similarità del 75%, quattro gruppi principali che vengono riportati graficamente nella relativa MDS (stress=0.08) (Fig. 1). La composizione percentuale delle catture per ciascun periodo è sintetizzata in

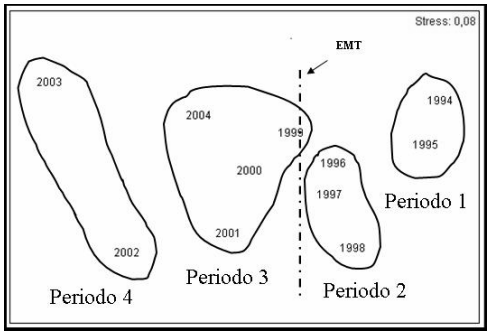


Fig. 1 - MDS della comunità di piattaforma. La riga tratteggiata indica la conclusione dell'Eastern Mediterranean Transient (EMT).
MDS of the shelf community. The dotted line shows the extinction of the Eastern Mediterranean Transient (EMT).

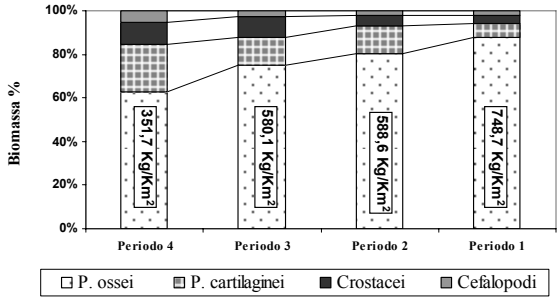


Fig. 2 - Variazioni della distribuzione percentuale per gruppi e per periodi sulla piattaforma.
Variations in the percentage distribution per groups and periods on the shelf.

Fig. 2. La MDS realizzata sui dati di scarpata (70% di similarità) ha evidenziato 2 soli gruppi (stress=0.06) (Fig. 3). La composizione percentuale nei due periodi discriminati è riportata in Fig. 4. La correlazione tra i valori di biomassa media di piattaforma con l'andamento temporale delle capacità di pesca della flotta ed i valori dell'IC calcolati per il medesimo arco temporale è risultata altamente significativa (r^2=0,71; p<0,001). Al contrario, nessuna correlazione significativa è stata riscontrata tra i valori di biomassa media di scarpata con l'andamento temporale delle capacità di pesca della flotta ed i valori dell'IC (r^2=0,12; p>0,1).

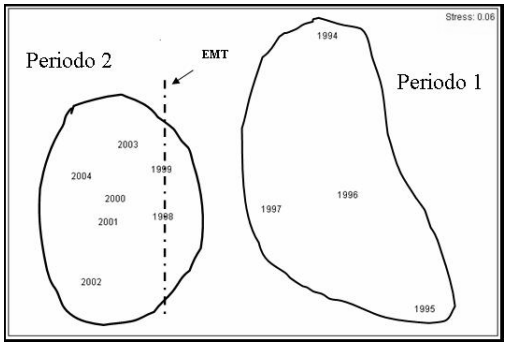


Fig. 3 - MDS della comunità di scarpata. La riga tratteggiata indica la conclusione dell' Eastern Mediterranean Transient (EMT).
MDS of the slope community. The dotted line shows the extinction of the Eastern Mediterranean Transient (EMT).

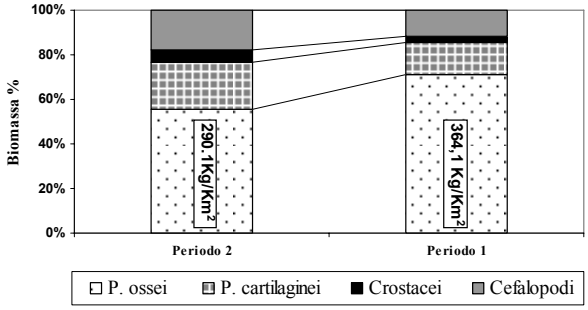


Fig. 4 - Variazioni della distribuzione percentuale per gruppi e per periodi sulla scarpata.
Variations in the percentage distribution per groups and periods on the slope.

Conclusioni

L'analisi del trend temporale delle biomasse sull'intera area di studio e sui due macrostrati analizzati separatamente mostra un significativo trend negativo. L'analisi multivariata ha consentito di meglio specificare le diverse fasi che hanno caratterizzato l'evoluzione temporale dello stato delle risorse demersali. Per quanto

concerne la piattaforma continentale il cambiamento nella struttura della comunità demersale appare contemporaneo e progressivo alla riduzione della capacità da pesca della flotta. A tal proposito va evidenziato che, nonostante il declino della biomassa totale, la composizione percentuale delle catture nelle quattro fasi individuate, mostra un incremento dei Selaci (particolarmente sensibili alla pressione di pesca) e ad un recupero del Livello trofico medio (LTm) (Granzotto *et al.*, 2006). Sulla scarpata sono stati evidenziati due fasi temporali ben separate, non correlabili all'andamento della capacità di pesca nell'area. Anche in questo strato si registra un declino delle biomasse ed un cambiamento nella struttura con un evidente incremento percentuale di selaci e cefalopodi. Le osservazioni contrastanti registrate sulla struttura della comunità nei due strati batimetrici considerati, potrebbero essere spiegate con l'influenza dell'Eastern Mediterranean Transient (EMT) che dal 1987 sino al 1998, ha modificato le caratteristiche termoaline della massa d'acqua intermedia, determinando un abbassamento della temperatura e della salinità (Gasparini *et al.*, 2003). Il ripristino della normale circolazione delle acque intermedie (250–600 m), a partire dal 1998/1999, sembra, infatti, compatibile con i due evidenti clusters evidenziati sulla comunità di scarpata. La forzante ambientale e l'attività da pesca nell'area probabilmente concorrono nel determinare le variazioni nella struttura delle comunità demersali in un processo che merita un attento monitoraggio.

Bibliografia

BERTRAND J.A., DE SOLA L.G., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2002) - The general specifications of the Medits surveys. *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 9-17.

DAYTON P.K., TRUSH S.F., AGARDY M.T., HOFMAN R.J. (1995) - Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv.,* **5**: 205-232.

GASPARININI G.B., ORTONA A., BUDILLON G., ASTRALDI M., SANSONE E. (2003) – The effect of the Eastern Mediterranean Transient on the hydrographic characteristics in the Strait of Sicily and in Tyrrhenian Sea. *Deep Sea Research*, **52**: 915–935.

GRANZOTTO A., FIORENTINO F., GAROFALO G., GRISTINA M., SINACORI G. (2006) - Un approccio trofico allo studio della comunità dei pesci demersali dello Stretto di Sicilia nell'analisi della serie temporale 1994-2004. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (1): 250-252.

LINDEBO E. (1999) – *A review of fishing capacity and overcapacity*. SJFI Working Paper 14: 43 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 257-260

M. Mercurio, C. Longo, G. Corriero

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.
m.mercurio@biologia.uniba.it

MODIFICAZIONI DELLA FAUNA A PORIFERI NELL'INSENATURA DELLA STREA DI PORTO CESAREO (MAR IONIO)

VARIATIONS OF THE SPONGE FAUNA FROM THE PORTO CESAREO BAY (IONIAN SEA)

Abstract

The variations of the sponge fauna from a semi-enclosed narrow bay of the Ionian coast of Apulia during the last 15 years have been studied. Twenty-seven species have been recorded in autumn 2004 on hard substrates, respectively representing 92% and 89% of the sponge species recorded in 2000 and 1990. However, remarkable variations of the sponge abundance have been evidenced, with a wide reduction of the peculiar population of Geodia cydonium.

Key-words: *sponges, temporal variations, Ionian Sea.*

Introduzione

La fauna a poriferi dell'insenatura della Strea di Porto Cesareo è stata oggetto di numerose indagini tassonomiche ed autoecologiche che ne hanno evidenziato gli elevati valori di ricchezza specifica, abbondanza relativa, oltre ad un'accentuata persistenza temporale (Labate, 1968; Parenzan, 1976; Pulitzer-Finali, 1983; Corriero, 1990; Corriero *et al.*, 1984; Mercurio, 2000; Mercurio *et al.*, 2001). La peculiarità di tale spongofauna, reiteratamente evidenziata da Parenzan (1976, 1983), ha costituito una delle principali motivazioni scientifiche per l'istituzione, nel 1997, dell'Area Marina Protetta di Porto Cesareo. L'insenatura, sottoposta a regime di tutela parziale, negli ultimi anni è stata oggetto di un marcato incremento delle attività antropiche.

In questo lavoro vengono presentati i risultati di una indagine sulla distribuzione della spongofauna dell'insenatura della Strea di Porto Cesareo, comparati con dati di letteratura rilevati con le stesse metodiche di campionamento, allo scopo di monitorare l'evoluzione del popolamento negli ultimi 15 anni.

Materiali e metodi

I campionamenti, in immersione con autorespiratore, sono stati effettuati nell'autunno del 2004 con metodiche di tipo semi-quantitativo. Tre stazioni di campionamento sono state dislocate lungo l'asse maggiore dell'insenatura secondo un transetto interno-esterno, tra 1 e 2,5 m di profondità, in corrispondenza delle aree di massima presenza di substrati rocciosi. In ciascuna stazione, una superficie di 1 m^2 (cinque repliche per stazione) veniva delimitata da un quadrato in PVC, a sua volta suddiviso in quadrati di 25 cm di lato. Per ogni quadrato, i valori di ricoprimento delle specie presenti sono stati stimati *in situ* e trascritti su una lavagnetta in PVC. Campioni degli esemplari non determinabili con sicurezza sul

campo sono stati prelevati, fissati in acqua di mare e formalina al 4% e trasportati in laboratorio. La loro identificazione è stata effettuata mediante preparazione di dissociati e/o sezioni scheletriche.

Risultati

In Tab. 1 è riportato l'elenco delle specie di poriferi rinvenute nelle 3 stazioni di campionamento, con indicazione dei valori di ricoprimento stimati.

Tab. 1 - Insenatura della Strea di Porto Cesareo: specie di poriferi rinvenute nelle 3 stazioni di campionamento nel corso della presente ricerca (2004) e di indagini pregresse (Corriero, 1990; Mercurio, 2000). Le stazioni di campionamento sono state dislocate lungo un transetto interno-esterno dell'insenatura. Per ogni specie sono riportati i valori di ricoprimento espressi in percentuale (+ = <2%).

Porto Cesareo Bay: sponge species recorded during the last 14 years. Sampling stations are located along an internal-external transect. Abundance values (percentage) are reported for each species (+ = <2%).

	STAZIONE 1			STAZIONE 2			STAZIONE 3		
	2004	2000	1990	2004	2000	1990	2004	2000	1990
Oscarella lobularis (Schmidt, 1862)	+	+	+	+	+	+			
Cinachyrella tarentina (Pulitzer-Finali, 1983)	+	+	+	2,0	2,2	+	+	+	+
Stelletta stellata Topsent, 1893		3,6	2,9		+	+			
Geodia cydonium (Jameson, 1811)		10,8	12,5	+	13,4	15,6			
Cliona celata Grant, 1826	13,5	2,8	4,2	2,7	3,4	2,0	3,6	4,0	2,5
Cliona copiosa Sarà, 1959							+		+
Cliona viridis Schmidt, 1862	+	8,6	9,3		+	+		3,0	4,2
Pione vastifica (Hancock, 1849)	+	+	+	+	+	+		+	
Polymastia sp.	+	+	+						
Terpios fugax (Duchassaing & Michelotti, 1864)				+		+	+		+
Tethya aurantium (Pallas, 1766)	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Tethya citrina Sarà & Melone, 1965				+	+	+			
Chondrilla nucula Schmidt, 1862				+		+	11,7	13,6	8,9
Clathria (Clathria) toxivaria (Sarà, 1959)							+		
Clathria (Microciona) toxitenuis (Topsent, 1925)				+			+		
Hymedesmia (Hymedesmia) paupertas (Bowerbank, 1866)				+	+	+		+	
Myxilla (Myxilla) rosacea (Lieberkühn, 1859)	+	+	+	+	+	+			
Tedania (Tedania) anhelans (Lieberkühn, 1859)	+	8,8	12,5	+	12,5	9,3		+	+
Mycale (Mycale) contarenii (Martens, 1824)	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Halichondria panicea (Pallas, 1766)	+	+	+						
Halichondria (= Pellina) semitubulosa (Lieberkühn, 1859)	+	4,2	2,8						
Hymeniacidon sanguinea (Grant, 1826)	+	+	3,4	+	+	+			
Haliclona (Haliclona) elegans (Bowerbank, 1866)	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Ircinia variabilis (Schmidt, 1862)	10,0	7,0	3,2	13,3	11,3	15,6	15,3	10,4	12,8
Sarcotragus spinosulus Schmidt, 1862	12,5	2,6	3,8	8,6	7,2	9,0	8,7	9,5	15,2
Scalarispongia scalaris (Schmidt, 1862)		+	+			+		+	+
Spongia (Spongia) officinalis officinalis Linné, 1759						2,0			
Spongia (Spongia) virgultosa (Schmidt, 1868)	+	+	+	+	+	+			
Dysidea fragilis (Montagu, 1818)				+	+				+
Aplysina aerophoba Schmidt, 1862	1,7	4,0	2,5	10,5	8,4	6,6	14,0	8,0	11,5
Numero specie totale	**18**	**21**	**21**	**21**	**20**	**23**	**13**	**14**	**15**
Ricoprimento totale	**37,7**	**52,4**	**57,1**	**37,1**	**58,4**	**60,1**	**53,3**	**48,5**	**55,1**

La tabella fornisce, inoltre, dati pregressi sulla spongofauna dell'insenatura, frutto di ricerche condotte con il medesimo piano di campionamento per due tesi di dottorato (Corriero, 1990; Mercurio, 2000). Nell'autunno del 2004 sono state complessivamente identificate 27 specie di poriferi, di cui 2: *Clathria* (*Clathria*) *toxivaria* (Sarà, 1959) e *C. (Microciona) toxitenuis* (Topsent, 1925) nuove per l'ambiente. Gran parte delle specie precedentemente segnalate sono ancora presenti: il 92% delle specie segnalate nel 2000 e circa il 90% di quelle rinvenute nel 1990 (Tab. 1).

Viceversa, dal 1990 ad oggi, nelle stazioni più interne dell'insenatura (1, 2), i valori di ricoprimento del substrato di alcune specie un tempo molto abbondanti come *Geodia cydonium* (Jameson, 1811); *Cliona viridis* Schmidt, 1862; *Tedania* (*Tedania) anhelans* (Lieberkühn, 1859); *Halichondria (=Pellina) semitubulosa* (Lieberkühn, 1859), hanno evidenziato una drastica riduzione, parzialmente bilanciata dall'aumento di *Cliona celata* Grant, 1826, *Ircinia variabilis* (Schmidt, 1862) e *Sarcotragus spinosulus* Schmidt, 1862. Nell'ultimo intervallo di osservazione i valori di ricoprimento complessivo della spongofauna hanno subito una riduzione di circa 1/3.

Pressochè invariati appaiono i valori di abbondanza della spongofauna nella stazione 3, più prossima all'imboccatura.

Conclusioni

I fondali rocciosi della Strea, sino a pochi anni fa colonizzati da veri e propri "giardini di spugne", appaiono oggi cambiati, soprattutto nella parte più interna dell'insenatura. Anche se in generale la composizione specifica della spongofauna non ha mostrato ampie modificazioni temporali, l'indagine quantitativa ha evidenziato un cambiamento della struttura del popolamento, avvenuto a partire dal 2000: alcune demosponge, come *Geodia cydonium, Halichondria semitubulosa, Tedania* (*Tedania) anhelans, Cliona viridis* hanno evidenziato in questo intervallo temporale significative riduzioni dei valori di abbondanza. In particolare *G. cydonium*, la specie più rappresentativa dell'insenatura per dimensioni degli esemplari (oltre 10 litri di volume massimo), ampia durata del ciclo vitale e densità di popolazione (fino a 5 esemplari/10 m^2), è pressoché scomparsa. Oltre alla perdita di un valore naturalistico intrinseco, il decremento del popolamento di *G. cydonium* si riflette anche sulla biodiversità faunistica complessiva dell'ambiente, considerato che questa demospongia rappresentava un substrato elettivo per una ricca e diversificata fauna epi ed endobionte (Gherardi *et al*., 2001).

La riduzione dei valori di ricoprimento del substrato è solo parzialmente bilanciata dall'incremento dei valori di abbondanza relativa di due spugne cornee (*Sarcotragus spinosulus* e *Ircinia variabilis*) e di una perforante (*Cliona celata*).

Tali modificazioni faunistiche, in gran parte riferite agli ultimi 4 anni, sono probabile conseguenza di variazioni del regime idro-sedimentologico dell'insenatura, legate al recente incremento delle attività turistiche (realizzazione di nuove strutture portuali, aumento della navigazione).

Bibliografia

CORRIERO G. (1990) - Distribuzione ed ecologia dei poriferi in ambienti "confinati" mediterranei. *Tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali (Scienze del Mare), Università degli Studi di Genova*: 118 pp.

CORRIERO G., PANSINI M., SARÀ M. (1984) - Sui poriferi dell'insenatura della Strea a Porto Cesareo (Lecce). *Thal. Sal.,* **14**: 3-10.

GHERARDI M., GIANGRANDE A., CORRIERO G. (2001) – Epibiontic and endobiontic polychaetes of *Geodia cydonium* (Porifera, Demospongiae) from the Mediterranean Sea. *Hydrobiologia*, **443**: 87-101.

LABATE M. (1968) - Ecologia dei Poriferi di acque superficiali di "Porto Cesareo" (Mar Ionio). *Boll. Zool.,* **35** (4): 348.

MERCURIO M. (2000) - Distribuzione, ecologia e sperimentazione di tecniche di restocking della fauna a poriferi presso l'insenatura della Strea di Porto Cesareo. *Tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali (XII ciclo), Università degli Studi di Bari:* 106 pp.

MERCURIO M., SCALERA LIACI L., CORRIERO G. (2001) - La fauna a poriferi del bacino della Strea di Porto Cesareo (LE). *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 403-412.

PARENZAN P. (1976) - Un habitat marino di tipo subtropicale a Porto Cesareo. *Atti VI Simp. Naz. Cons. Nat.,* Bari: 151-157.

PARENZAN P. (1983) - *Puglia marittima*. Congedo editori, Galatina, (Lecce), I e II vol.: 688 pp.

PULITZER-FINALI G. (1983) - A collection of Mediterranean Demospongiae (Porifera) with, in appendix, a list of the Demospongiae hitherto recorded from the Mediterranean sea. *Ann. Mus. Civ. St. Nat. Genova,* **84**: 445-621.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 261-264

M. Pompei, M. Cangini, F. Magnani, A. Milandri, S. Pigozzi,
R. Poletti, E. Riccardi, L. Boni*

Centro di Ricerche Marine, Viale A. Vespucci, 2 - 47042 Cesenatico (FC), Italia.
marinella.pompei@centroricerchemarine.it
*CIRSA, Università di Bologna, Italia.

MICROALGHE TOSSICHE O POTENZIALMENTE TALI LUNGO LA COSTA EMILIANO ROMAGNOLA: EVOLUZIONE IN 30 ANNI DI OSSERVAZIONI

HARMFUL MICROALGAE IN EMILIA-ROMAGNA COASTAL WATERS: OBSERVATIONS OF 30 YEARS

Abstract

The coastal waters of the North Western Adriatic Sea, as well as some brackish lagoons, are very important in Italy for mussels production. These areas have been repeatedly affected by microalgal blooms, but only in 1989 DSP episodes occurred after Adriatic blue mussels consumption. These episodes were linked to the presence of HAB in seawater. Here we report about the results of 30 years monitoring activity.

Key-words: *Adriatic Sea, phytoplankton, HAB.*

Introduzione

Fioriture e maree colorate sono state osservate a scadenza sempre più frequente fin dalla fine degli anni '60; dal 1975 sono poi divenute ricorrenti. Fioriture microalgali possono avere effetti sulla concentrazione dell'ossigeno disciolto, sulla colorazione delle acque, sulla concentrazione dei nutrienti e, nel caso si tratti di specie HAB (Harmful Algal Bloom), sulla salute umana e/o degli organismi marini.

Nel periodo 1976-1987 furono osservate ripetute e intense maree colorate senza episodi di tossicità causate da *Skeletonema costatum*, *Noctiluca scintillans*, *Diplopsalis* group, *Prorocentrum micans*, *Lingulodinium polyedrum*, *Gymnodinium* spp.

Le attività di monitoraggio hanno mostrato una graduale diminuzione dal 1988 ad oggi sia degli eventi di fioriture che dell'abbondanza del numero di cellule/L, la comparsa di bloom sostenuti da altre specie come *Thalassiosira* spp., *Chaetoceros* spp. ma soprattutto l'aumento di specie tossiche e potenzialmente tossiche (Tab. 1).

Materiali e metodi

I campioni d'acqua sono stati prelevati dal 1976 al 2004, con cadenza settimanale, a 500 metri dalla costa e negli allevamenti e banchi naturali di *Mytilus galloprovincialis* (Fig. 1). Per la determinazione quali-quantitativa del fitoplancton è stato utilizzato il metodo di Utermöhl (1958), mentre per la ricerca del tipo di tossicità sono state effettuate analisi in HPLC (Lee *et al*., 1987; Stabell *et al*., 1991; Yasumoto e Takizawa, 1997; Sullivan e Wekell, 1984, Oshima, 1995; Lawrence *et al*., 1991; Quilliam *et al*., 1995) e analisi in LC - MS/MS (McNabb *et al*., 2005).

Risultati

Risale al 1989 la segnalazione dei primi casi di DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning) in Adriatico dovuti alla presenza delle specie *Dinophysis sacculus, D. fortii, D. rotundata, D.* cf *acuminata*, *D. caudata, D. tripos* che, anche se a basse concentrazioni, hanno determinato problemi igienico-sanitari ai consumatori di molluschi bivalvi (Boni *et al*., 1993). Casi di DSP si ripetono da allora ogni anno determinando la chiusura degli allevamenti per periodi molto lunghi e, se fino al 1995 è stata messa in evidenza la presenza di acido okadaico e dinophysitossine, dal 1996 sono stati individuati nuovi principi attivi: la yessotossina e i suoi derivati (Ciminiello *et al*., 2003). In questi casi le specie responsabili sono risultate *Lingulodinium polyedrum*, che non aveva mai determinato tossicità negli anni precedenti anche se presente ad alte concentrazioni, e *Protoceratium reticulatum*, specie mai rilevata negli anni passati (Boni *et al*., 2001).

Tab. 1 - Microalghe tossiche e potenzialmente tossiche lungo la costa emiliano romagnola dal 1976 ad oggi.
Toxic and potentially toxic microalgae along the coast of Emilia-Romagna since 1976.

	dal 1976 al 1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Alexandrium sp.																	
A. tamarense	1982																
Dinophysis spp.																	
Noctiluca scintillans																	
Lingulodinium polyedrum																	
A. pseudogonyaulax																	
Fibrocapsa japonica																	
A. minutum																	
Protoceratium reticulatum																	
A. taylorii																	
A. ostenfeldii																	
A. concavum																	
A. insuetum																	

Dal 2003 si è osservato, nelle acque, anche la comparsa di *Alexandrium ostenfeldii,* specie, che per la sua capacità di produrre principi tossici come gli spirolidi (Cembella *et al*., 2000), ha determinato la chiusura degli allevamenti di molluschi presenti nella stessa area per positività al test biologico per le tossine liposolubili.

Occasionalmente, nelle acque costiere, si osserva *Prorocentrum lima*, specie bentonica produttrice di tossine sempre del tipo DSP. Questo dinoflagellato ha determinato, nel 2002, tossicità nei molluschi allevati nelle valli di Lido di Spina.

Per quanto riguarda le specie microalgali potenzialmente produttrici di PSP è da mettere in evidenza la fioritura di *Alexandrium tamarense* osservata nel 1982 ma di cui, per la breve durata e per il fatto che non si sia più ripetuta, non è stata accertata la tossicità (Boni *et al*., 1983). Nel 1994, invece, la comparsa di *Alexandrium minutum* ha determinato, nei molluschi, valori di tossina superiori ai limiti di legge (Honsell *et al*., 1996). Questa specie si osserva annualmente, soprattutto in primavera, ma non ha più dato origine a tossicità così elevate.

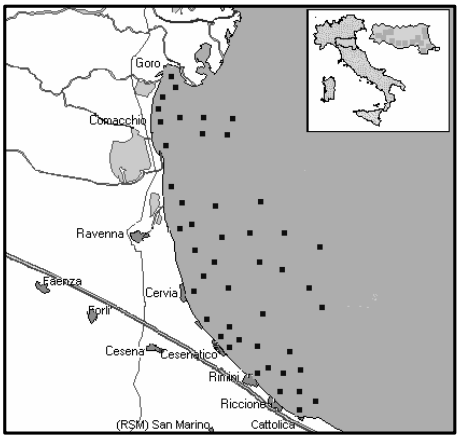


Fig. 1 - Distribuzione delle stazioni di monitoraggio.
Distribution of sampling stations.

In questo lungo periodo di osservazione si è registrata pure la presenza di specie microalgali potenzialmente produttrici di ittiotossine come *Noctiluca scintillans*, *Alexandrium pseudogonyaulax*, *Fibrocapsa japonica* ed *Heterosigma akashiwo.* Queste specie, anche quando hanno dato origine a massicce fioriture, non hanno mai determinato morie di organismi marini.

Sono di recente comparsa *Alexandrium concavum* (2003) e *Alexandrium insuetum* (2004), per le quali non è stata ancora accertata alcuna tossicità.

Conclusioni

Le attività di monitoraggio compiute in questi anni ci hanno permesso di rilevare che le frequenti ed intense maree colorate osservate dal 1976 al 1987, senza episodi di tossicità, hanno mostrato una graduale diminuzione dal 1988 ad oggi. In questo periodo si è notato, invece, un aumento della comparsa di nuove specie, in particolare quelle tossiche o potenzialmente tali e l'aumento della tossicità per quelle già presenti. Il monitoraggio risulta pertanto uno strumento solido solo se costante nel tempo, accanto a tecniche che possano approfondire l'aspetto morfologico strutturale delle microalghe e chimico delle biotossine da esse prodotte.

Bibliografia

BONI L., POMPEI M., RETI M. (1983) - The occurrence of *Gonyaulax tamarensis* red tide in the Adriatic sea along the coasts of Emilia- Romagna. *Giorn. Bot. It*., **117** (3-4): 115-120.

BONI L., MILANDRI A., POLETTI R., POMPEI M. (1993) - DSP cases along the coast of Emilia-Romagna (northwestern Adriatic sea). In: Smayda T.J., Shimizu Y. (eds), *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea.* Elsevier Science Publishers, Amsterdam: 475-481.

BONI L., CEREDI A., GUERRINI F., MILANDRI A., PISTOCCHI R., POLETTI R., POMPEI M. (2001) - Toxic *Protoceratium reticulatum* (Peridiniales, Dinophyta) in the North-Western Adriatic Sea (Italy). In: Hallegraeff G.M., Blackburn S.I., Bolch C.J., Lewis R.J. (eds), *Harmful Algal Blooms 2000*. Intergovermental Oceanografic Commission of UNESCO, Paris: 137-140.

CEMBELLA A.D., LEWIS N.I., QUILLIAM M.A. (2000) - The marine dinoflagellate *Alexandrium ostenfeldii* (Dinophyceae) the causative organism of spirolide shellfish toxins. *Phycologia*, **39**: 67-74.

CIMINIELLO P., DELL'AVERSANO C., FATTORUSSO E., FORINO M., MAGNO S., GUERRINI F., PISTOCCHI R., BONI L. (2003) - Complex yessotoxins profile in *Protoceratium reticulatum* from north-western Adriatic sea revealed by LC-MS analysis. *Toxicon.*, **42**: 7-14.

HONSELL G., POLETTI R., POMPEI M., SIDARI L., MILANDRI A., CASADEI C., VIVIANI R. (1996) - *Alexandrium minutum* Halim and PSP contamination in the Northern Adriatic Sea (Mediterranean Sea). In: Yasumoto T., Oshima Y., Fukuyo Y. (eds), *Harmful and Toxic Algal Blooms.* Intergovermental Oceanografic Commission of UNESCO, Paris: 77-80.

LAWRENCE J.F., MENARD C. (1991) - Liquid Chromatographic Determination of Paralytic Shellfish Poisons in Shellfish After Prechromatographic Oxidation. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.,* **74** (6): 1006-1012.

LEE J.S., YANAGI T., KENNA R., YASUMOTO T. (1987) - Fluorometric determination of diarrhetic shellfish toxins by high-performance liquid chromatography. *Agric. Biol. Chem.,* **51**: 1953-1957.

MCNABB P., SELWOOD A.I., HOLLAND P.T., AASEN J., AUNE T., EAGLESHAM G., HESS P., IGARISHI M., QUILLIM M., SLATTERY D., VAN DE RIET J., VAN EGMOND H., VAN DEN H., YASUMOTO T. (2005) – Multiresidue method for determination of algal toxins in shellfish: single-laboratory validation and interlaboratory study. *J. AOAC Int.,* **88** (3): 761-772.

OSHIMA Y. (1995) - Postcolumn Derivatization Liquid Chromatographic Method for Paralytic Shellfish Toxins. *J. AOAC Int.,* **78** (2): 528-532.

QUILLIAM M.A., XIE M., HARDSTAFF W.R. (1995) - Rapid extraction and cleanup for liquid chromatographic determination of domoic acid in unsalted seafood. *J. A.O.A.C. Int.*, **78** (2): 543-554.

STABELL O.B., HORMAZABAL V., STEFFENAK I., PEDERSEN K. (1991) - Diarrhetic Shellfish Toxins: improvement of sample clean-up for HPLC determination. *Toxicon.*, **29** (1): 21-29.

SULLIVAN J.J., WEKELL M.M. (1984) - Determination of paralytic shellfish poisoning toxins by high pressure liquid chromatography. In: E.P. Ragelis (ed), *Seafood Toxins*. ACS Symposium Series 262. Am. Chem. Soc., Washington: 197-205.

UTERMÖHL H. (1958) - Zur Vervollkolmmnung der quantitativen Phytoplankton–Methodik. *Mitt. int. Ver. theor. angew. Limnol.*, **9**: 1-38.

YASUMOTO T., TAKIZAWA A. (1997) - Fluorimetric Measurements of Yessotoxins in Shellfish by High-pressure Liquid Chromatography. *Biosci. Biotech. Biochem.*, **61** (10): 1775-1777.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 265-267

G. Portacci, G. Fanelli, T. Di Festa, F. Boero*

IAMC-CNR, Sez. Talassografico "A. Cerruti", Via Roma, 3 - 74100 Taranto, Italia.
fanelli@iamc.cnr.it
*DiSTeBA, Università di Lecce, Italia.

IL MONITORAGGIO DEL BENTHOS DI PORTO CESAREO (LE) (MAR IONIO): AUTOECOLOGIA E DINAMICA DI POPOLAZIONI EPIBENTONICHE

MONITORING OF THE BENTHOS OF PORTO CESAREO (LE) (IONIAN SEA): AUTOECOLOGY AND DYNAMIC OF EPIBENTHIC POPULATIONS

Abstract

The paper deals on the results of a 15 years long term photographic monitoring carried out in the MPA of Porto Cesareo (Ionian Sea). The image analyses of more than 130 surveys carried out on each epibenthic individual allowed us to acquire direct information on the biology of several species (life span, growth rates) and to describe their population dynamics. The monitoring highlighted the usefulness of long term studies in order to obtain the autoecological information necessary to understand the structure and the functions of biotic communities.

Key-words*: long term study, epibenthos, longevity, growth, Ionian Sea.*

Introduzione

L'ecologia marina moderna è vincolata al rigore dell'analisi statistica che richiede, spesso, repliche indipendenti e campionamenti distruttivi. Tuttavia, tale approccio comporta la perdita di numerose informazioni di autoecologia legate all'evoluzione dei singoli individui e importanti per capire ciò che accade ai successivi livelli di organizzazione. Infatti, la conoscenza dei cicli vitali degli organismi è necessaria a chiarire la storia vitale degli invertebrati marini oltre che a permettere lo studio delle successioni delle comunità bentoniche (vedi ad es. Boero, 1990; Giangrande *et al.*, 1994). Il presente lavoro si basa sulla serie storica "Porto Cesareo" (1989-2004), *survey* fotografico avviato per valutare la capacità di recupero naturale delle comunità impattate dalla pesca illegale del dattero di mare (*Lithophaga lithophaga* L.) (Fanelli *et al.*, 2006). Scopo del lavoro è valutare le fluttuazioni di abbondanza e di identificare la durata del ciclo vitale degli organismi solitari epibentonici nell'AMP di Porto Cesareo.

Materiali e metodi

La Serie storica "Porto Cesareo", è stata avviata nel 1989 con il monitoraggio fotografico delle comunità bentoniche di fondo duro del subtidale. L'area di studio si trova lungo la Penisola della Strea, all'interno della "Zona A" della AMP di Porto Cesareo. La "banca immagini" è costituita da oltre 2300 diapositive, raccolte durante circa 130 rilevamenti condotti in 9 stazioni fisse (area campionata: 11,5×15 cm; 2 repliche) localizzate su pareti rocciose alla profondità compresa tra –0,7 e –3 m. Le fotografie sono state eseguite in immersione con ARA, tra-

mite una Nikonos V, obiettivo 35 mm e sistema macro. Le immagini sono state analizzate allo stereomicroscopio. Per ciascun individuo è stata rilevata la durata della vita, mentre per il vermetide *Serpulorbis arenarius* (n. 2 individui) è stato seguito anche l'accrescimento, digitalizzando le immagini e valutando le misure di lunghezza mediante il programma ImageJ.

Risultati

Tra gli invertebrati bentonici sono stati identificati al livello di specie gli attiniari *Anemonia viridis*, *Aiptasia mutabilis* e *Bunodactis verrucosa,* i molluschi bivalvi *Arca noae* e *Gastrochaena dubia*, il madreporario *Balanophyllia europaea*, oltre ai gruppi dei terebellidi e dei balanidi. In generale, gli attiniari ed i madreporari, rappresentano gli organismi più longevi. Al contrario, i terebellidi, insieme ai molluschi *A. noae*, *B. europaea* e *G. dubia* mostrano una durata della vita molto meno elevata (Fig. 1). Le densità dei singoli individui non mostrano un pattern comune a tutti ma sono molto differenti tra loro come ad es. accade per i terebellidi e per *B. europaea* che hanno andamenti d'abbondanza complementari fra loro (Fig. 2). I due individui di *S. arenarius* hanno seguito due differenti modalità di crescita: uno ha mostrato due periodi di massimo accrescimento in luglio-novembre 1989 (+31 mm, pari al 45%) e maggio-luglio 1990 (+ 5 mm, pari al 26%), seguiti da un lenta crescita nei 5 anni successivi (lunghezza massima 162 mm); il secondo individuo, invece, dopo 4 anni di "inattività" nel periodo settembre 1992 – aprile 1993 ha mostrato un repentino accrescimento di 64 mm (+74%), per poi aumentare lentamente fino alla lunghezza di 170 mm.

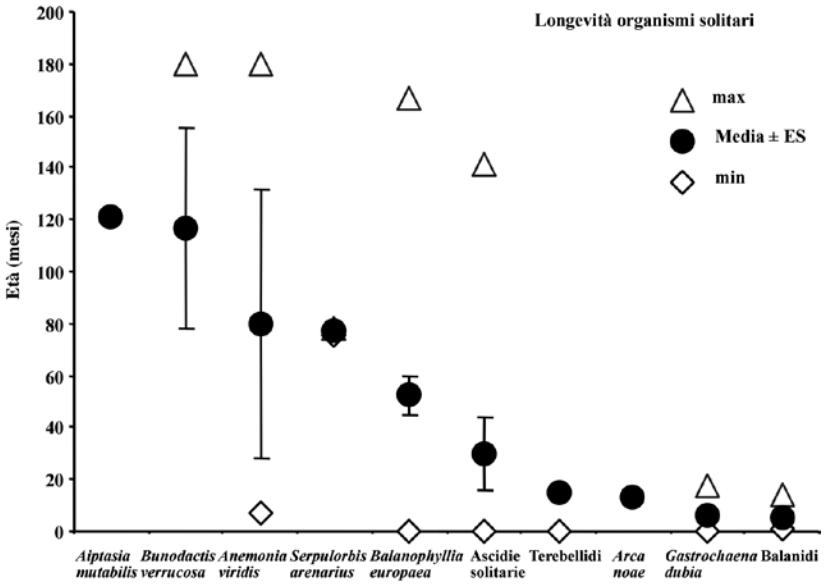


Fig. 1 - Durata del ciclo vitale (media ± ES) degli organismi solitari rinvenuti durante il monitoraggio (1989-2004).

Longevity (mean ± SE) of solitary organisms recorded during the monitoring (1989-2004).

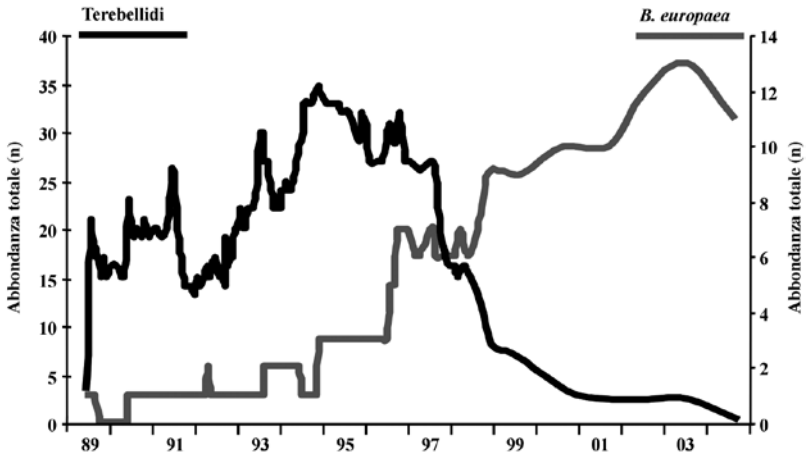


Fig. 2 - Dinamica dell'abbondanza dei madreporari (*Balanophyllia europaea*) e dei policheti terebellidi rinvenuti durante il monitoraggio (1989-2004).

*Abundance dynamics of madreporians (*Balanophyllia europaea*) and terebellids recorded during the monitoring (1989-2004).*

Conclusioni

Il monitoraggio del epibenthos di Porto Cesareo ha fornito informazioni preziose sulla durata del ciclo vitale e sulla dinamica di popolazione degli organismi bentonici solitari. In particolare, gli organismi più longevi sono risultati essere gli actinari, come *Aiptasia* spp., *Anemonia viridis* e *Bunodactis verrucosa.* La loro longevità potrebbe essere anche più estesa se si considera che essi erano stati registrati già durante il primo rilevamento. Anche i due individui di *Serpulorbis arenarius*, rinvenuti fin dall'inizio del monitoraggio, pur presentando una dinamica di accrescimento differente, mostrano dimensioni molto simili alla fine del loro ciclo vitale. I madreporari hanno presentato un ciclo vitale di quasi 14 anni, con un numero di individui maggiore a partire dal 1996. I terebellidi hanno un ciclo vitale che superava i 9 anni, con un numero di individui in sensibile riduzione a partire dal 1996.

In conclusione, i 15 anni di monitoraggio effettuato hanno permesso di acquisire, in modo diretto, informazioni sulla biologia delle diverse specie epibentoniche e di ricostruire la dinamica di queste popolazioni. Tale tipo d'approccio consente di operare osservazioni su lunga scala temporale e permette l'acquisizione d'informazioni non apprezzabili con altri metodi di rilevamento.

Bibliografia

BOERO F. (1990) – Life cycles, life histories and recruitment. *Trends Ecol. Evol.*, **5** (6): 200.

FANELLI G., PORTACCI G., BOERO F. (2006) - La variabilità del benthos di Porto Cesareo (LE) (Mar Ionio) attraverso l'analisi delle serie storiche (1989-2004). *Biol. Mar. Medit.,* **13** (1): 71-77.

GIANGRANDE A., GERACI S., BELMONTE G. (1994) – Life-cycle and life-history diversity in marine invertebrates and implications in community dynamics. *Ocenagr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, **32**: 305-333.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 268-270

P. Rinelli, D. Giordano, B. Busalacchi, F. Perdichizzi,
T. Romeo, L. Modica, S. Greco*

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, Sezione di Messina, IAMC-CNR,
Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.
paola.rinelli@iamc.cnr.it
*ICRAM, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.

TREND DI ABBONDANZA DI SPECIE DEMERSALI NEL TIRRENO MERIDIONALE: NASELLO, TRIGLIA DI FANGO, POTASSOLO E MOSTELLA

ABUNDANCE TREND OF DEMERSAL SPECIES IN THE SOUTHERN TYRRHENIAN SEA: HAKE, RED MULLET, BLUE WITHING AND GREATER FORKBEARD

Abstract

In this paper the temporal abundance trends of some demersal species, such as Merluccius merluccius *(Linnaeus, 1758),* Mullus barbatus *(Linnaeus, 1758),* Micromesistius poutassou *(Risso, 1826) and* Phycis blennoides *(Brünnich, 1768), during ten years of trawl survey are shown. The data were collected during the GRUND national project from 1994 to 2004.* Mullus barbatus *and* Merluccius merluccius *showed a significative negative trend of the biomass indeces during the time.*

Key-words: *biomass, demersal fisheries, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

Nell'ultimo decennio sia il decremento delle rese sia i regolamenti restrittivi sullo sforzo di pesca hanno determinato un crescente stato di sofferenza per l'intera categoria produttiva ittica calabrese e siciliana (IREPA, 2003).

L'andamento temporale degli indici di abbondanza delle risorse, stimati con metodi diretti, rappresenta uno dei parametri fondamentali nella valutazione degli stock ittici. A tal fine sono stati analizzati gli indici di biomassa medi per anno, allo scopo di identificare possibili trend temporali, di alcune specie di teleostei che assumono un elevato valore commerciale nella zona studiata: triglia di fango (*Mullus barbatus*), nasello (*Merluccius merluccius*), potassolo (*Micromesistius poutassou*) e mostella (*Phycis blennoides*).

Le informazioni presentate in questo lavoro sono state raccolte durante dieci anni di trawl survey svolti, nell'ambito del programma GRUND (Gruppo Nazionale Demersali), dal 1994 al 2004 nel Tirreno Meridionale (Capo Suvero-Capo S.Vito) dall'Unità Operativa del CNR di Messina (Greco *et al.*, 1998, 2003).

Materiali e metodi

I dati provenienti dalle campagne di pesca a strascico sperimentali, svolte tutte nel periodo autunnale dal 1994 al 2004, con eccezione del 1999 nel corso del quale il progetto ha subito una pausa per problemi amministrativi, sono relativi a 482 cale eseguite negli strati batimetrici compresi fra 0 ed 800 m di profondità. Maggiori informazioni sulle metodologie utilizzate nel corso del progetto

GRUND possono essere rinvenute in Relini, 1998 e in Greco *et al*., 2003.

Dall'analisi dei rendimenti orari in peso sono stati ricavati gli indici di biomassa (kg/km^2) medi per anno ed i relativi coefficienti di variazione (CV% = ds/media*100), al fine di testare la variabilità dei valori considerati.

I valori medi degli indici di biomassa sono stati calcolati utilizzando tutte le cale (sia positive che negative) presenti nei range di distribuzione batimetrica delle singole specie: nasello (0-800 m), triglia (0-200 m), potassolo (200-800 m) e mostella (100-800 m).

Al fine di identificare possibili trend nei valori dell'indice di biomassa nel tempo per le singole specie è stata utilizzata l'analisi della regressione lineare.

Risultati

I risultati mostrano un trend temporale significativamente negativo per la triglia di fango ($r=0.81$; $p<0.05$); i valori di biomassa (Tab. 1) diminuiscono da un massimo valore di 218.1 kg/km^2 (CV=22.96%) registrato nel 1994 ad un minimo di 16.84 kg/km^2 (CV=61.87%) osservato nel 2003. Analoga situazione mostra il nasello con un trend significativamente negativo ($r=0.72$; $p<0.05$): i valori dell'indice di biomassa, registrati nell'intero range batimetrico (Tab. 1), diminuiscono da 39.04 kg/km^2 (CV=19.02%) nel 1996 a 16.36 kg/km^2 (CV=18.4%) nel 2003.

Tab. 1 - Valori degli indici di biomassa medi per anno con i relativi coefficienti di variazione (CV%=ds/media*100) di *M. barbatus*, *M. merluccius, M. poutassou* e *P. blennoides*.
*Mean biomass index values per year with the relative variation coefficients (CV%=ds/media*100) of* M. barbatus, M. merluccius, M. poutassou *and* P. blennoides.

	M. barbatus		*M. merluccius*		*M. poutassou*		*P. blennoides*	
Anno	kg/km^2	C.V.	kg/km^2	C.V.	kg/km^2	C.V.	kg/km^2	C.V.
1994	218.10	22.96	30.76	20.90	12.40	38.21	13.88	23.04
1995	115.93	25.96	38.35	17.55	13.81	38.78	9.00	15.88
1996	68.07	38.09	39.04	19.02	4.78	33.28	9.73	22.21
1997	77.11	26.03	31.67	19.60	1.33	55.76	9.33	19.47
1998	48.95	27.78	28.91	22.78	4.39	50.37	8.21	18.55
2000	31.60	12.49	21.27	16.32	8.93	37.50	6.01	17.54
2001	33.61	24.32	31.35	18.17	3.61	42.77	8.08	23.72
2002	47.87	27.62	29.88	14.81	14.17	33.35	10.28	28.40
2003	16.84	61.87	16.36	18.40	13.35	41.26	14.55	26.35
2004	19.18	48.99	22.94	33.99	8.43	88.65	12.38	26.78

Per quanto riguarda l'andamento nel tempo dei valori dell'indice di biomassa del potassolo e della mostella, l'analisi di regressione non ha evidenziato alcun trend significativo.

Gli indici di biomassa ricavati per il potassolo mostrano un'oscillazione nel corso degli anni. I valori più elevati si registrano nel 1995 e nel 2002 (13.81 e 14.17 kg/km^2 rispettivamente). Tali valori diminuiscono nettamente nell'arco tem-

porale compreso fra il 1997 ed il 2001 (1.33 e 3.61 kg/km^2 rispettivamente) per aumentare nuovamente nel 2002 (14.17 kg/km^2; CV=33.35%) e nel 2003 (13.35 kg/km^2; CV=41.26%). Nell'ultimo anno infine gli indici di biomassa diminuiscono nuovamente (8.43 kg/km^2; CV=88.65%).

Negli anni compresi fra il 1995 ed il 1998 i valori dell'indice di biomassa di *Phycis blennoides* (range compreso fra 9.00 e 8.21 kg/km^2) si mantengono più o meno costanti nel tempo. Nel 2000 e nel 2001 invece le rese della mostella registrano un decremento (6.01 e 8.08 kg/km^2 rispettivamente). Negli ultimi due anni infine i rendimenti tornano a valori più alti (14.55 kg/km^2; CV=26.35% nel 2003 e 12.38 kg/km^2; CV=26.78% nel 2004), simili a quelli registrati nel primo anno (Tab. 1).

Conclusioni

Dall'analisi dei risultati ottenuti si evince un sensibile calo produttivo di risorse come triglia e nasello, che rappresentano peraltro le specie a più alto valore economico nella produzione ittica siciliana e calabrese.

La generale diminuzione delle rese di specie oggetto della pesca a strascico (Giordano *et al*., 2006) risulta abbastanza allarmante anche in considerazione del fatto che nell'area considerata ricadono due aree ("no take-zones"), il Golfo di Castellammare (TP) ed il Golfo di Patti (ME) nelle quali la pesca a strascico è interdetta sin dal 1990 (Rinelli *et al*., 2004).

Alla luce di queste considerazioni sarebbe opportuno in un prossimo futuro integrare le informazioni raccolte sui rendimenti con quelle relative allo sforzo di pesca che insiste sulle zone limitrofe alle aree interdette allo strascico, per poter meglio valutare le possibili cause del decremento di alcune specie demersali.

Bibliografia

GIORDANO D., BUSALACCHI B., CONSOLI P., PERDICHIZZI A., RINELLI P., GRECO S. (2006) - Analisi dei trend di abbondanza di alcune specie di crostacei di importanza commerciale nel Tirreno meridionale. *Biol Mar Medit*., **13** (1): 246-249.

GRECO S., RINELLI P., GIORDANO D., PERDICHIZZI F. (1998) – Valutazione delle risorse demersali da Capo Suvero a San Vito lo Capo (Tirreno meridionale). *Biol. Mar. Medit*., **5** (3): 74-84.

GRECO S., RINELLI P., PERDICHIZZI F., GIORDANO D., ROMEO T., BOTTARI T., FLORIO G., CONSOLI P., BUSALACCHI B., FABRONI F. (2003) – Valutazione delle risorse demersali nel Basso Tirreno (C.po Suvero-C.po San Vito) Relazione finale UO 6, IST-ME CNR, Ministero Politiche Agricole e Forestali: 142 pp.

IREPA (2003) - Osservatorio economico sulle strutture produttive della pesca marittima in Italia 2001-2002. XI Rapporto, Collana Irepa Ricerche. Franco Angeli Ed., Milano: 360 pp.

RELINI G. (1998) – Valutazione delle Risorse demersali. *Biol. Mar. Medit*., **5** (3): 3-19.

RINELLI P., RAGONESE S., CONSOLI P., FLORIO G., ROMEO T., PERDICHIZZI F., GRECO S. (2004) – Monitoring no-taken areas: the cases of the gulfs of Castellammare and Patti (Northern coasts of Sicily). *Biol. Mar. Medit*., **11** (2): 82-87.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 271-274

G. Sanavio, M. Lionello, C. Soccorso[1], M. Vazzoler[2]

ARPA Veneto, Area Tecnico Scientifica, Osservatorio Acque di Transizione,
Viale della Pace, 73 – 45100 Rovigo, Italia.
gsanavio@arpa.veneto.it
[1]Regione Veneto, Direzione Geologia e Ciclo dell'Acqua, Calle Priuli, 99 - Cannaregio (VE), Italia.
[2]ARPA Veneto, Area Tecnico Scientifica, Osservatorio Alto Adriatico,
P.le Stazione, 1 – 35131 Padova, Italia.

MACROBENTHOS DI SABBIE FINI SUPERFICIALI LUNGO IL LITORALE VENETO: ANALISI PRELIMINARI DI CAMPIONI INVERNALI (2003-2005)

SHALLOW FINE SANDS MACROBENTHOS ALONG VENETO LITORAL: PRELIMINARY ANALYSIS OF WINTER SAMPLES (2003-2005)

Abstract

The aim of this work was to provide a preliminary characterization of macrobenthic communities and to describe the ecological status evolution in the Northern Adriatic along Veneto coast by spatio-temporal distribution analysis of soft-bottom communities. The results indicated that the coastal investigated areas were subject to disturbance due mainly to hydrodynamics and presence of several estuaries.

Key-words: *macrobenthos, soft bottom community, Northern Adriatic Sea.*

Introduzione

Oggetto del presente lavoro è l'indagine dei popolamenti bentonici dei fondi mobili della costa veneta. Lo scopo è quello di presentare l'evoluzione dello stato ecologico dell'area indagata nel triennio 2003-2005 mediante lo studio della distribuzione spazio-temporale delle biocenosi delle zone sabbiose a probabile SFBC (Pérès e Picard, 1964).

L'ambiente costiero veneto è caratterizzato da litorali prevalentemente sabbiosi, fondali a scarsa profondità, sedimenti a granulometria fine, scambi tra acque marine e lagunari, apporti di acque dolci da parte di numerosi fiumi a diversa portata (Ancona *et al.,* 2003). La complessa criticità dell'area ha portato all'attuazione di una serie di piani di controllo svolta dall'ARPAV attraverso l'Osservatorio Alto Adriatico, mediante monitoraggi istituzionali e specifiche attività di studio e ricerca, indagini sulla balneabilità, sulla qualità ecologica, nonché sulle specifiche forme di pressione che insistono sulla costa. Nell'ambito del monitoraggio dell'ambiente marino costiero l'ARPAV, avvalendosi dei biologi dell'Osservatorio Acque di Transizione, dal 2001 esegue analisi biologiche su fitoplancton, mesozooplancton e benthos.

Materiali e metodi

I dati analizzati si riferiscono a campionamenti effettuati con cadenza annuale dal 2003 tra gennaio e febbraio nell'ambito del progetto nazionale per il monitoraggio delle acque marino-costiere italiane (Programma di monitoraggio dell'ambiente marino-costiero) in convenzione tra Ministero dell'Ambiente e della Tutela

del Territorio e Regione Veneto. Il tratto di costa indagato si estende dal comune di Caorle (VE) a quello di Rosolina (RO) in cinque stazioni distribuite su cinque transetti perpendicolari alla linea di costa, a profondità compresa tra 2 e 4,5 metri e a distanza compresa tra 0,15 e 0,60 miglia nautiche da riva. In ogni stazione sono state effettuate tre repliche, utilizzando una benna Van Veen con apertura di 0,1 m^2. Il materiale raccolto, lavato e setacciato in barca su un vaglio da 0,5 mm, è stato fissato in formalina al 5% e, giunto in laboratorio, è stato rilavato con acqua di mare su un vaglio da 0,2 mm prima del sorting allo scopo di eliminare i residui di formaldeide. I macroinvertebrati sono stati smistati e identificati fino al più basso livello tassonomico possibile. Sui dati ottenuti sono stati calcolati e confrontati: l'indice di ricchezza specifica di Margalef (D), l'indice di diversità di Shannon (H') e l'indice di equiripartizione di Pielou (J).

Risultati

In Tab. 1 sono riportati i risultati dell'indagine svolta nel triennio 2003-2005, suddivisi per stazione e per anno. Sono presentati: il numero totale di taxa riscontrati e il numero totale di ind/m^2; il numero di taxa e il numero di ind/m^2 dei molluschi, dei policheti, dei crostacei e del gruppo Altro; infine i valori degli indici di biodiversità (D, H', J).

Tab. 1 - Principali dati raccolti nel triennio di studio per stazione e per anno.
Main data obtained during the three years study per station and per year.

		Totale (S)		Molluschi		Policheti		Crostacei		Altro		Indici di Diversità		
		n° taxa	ind./m^2	n° taxa	ind./m^2	n° taxa	ind./m^2	n° taxa	ind./m^2	n° taxa	ind./m^2	D	H'	J
staz. 08	2003	29	16217	7	15253	13	753	6	180	3	30	7,59	1,11	0,23
	2004	28	1750	11	850	10	853	6	40	1	7	9,93	2,69	0,56
	2005	40	5863	16	1470	15	3913	7	467	2	13	12,02	2,13	0,40
staz. 24	2003	25	32330	10	31963	9	287	5	53	1	17	6,02	0,82	0,18
	2004	37	7597	11	4110	14	1997	10	247	2	17	10,72	2,16	0,41
	2005	53	7210	22	2517	18	3903	6	730	2	60	15,59	2,99	0,52
staz. 40	2003	36	11703	10	1527	16	9923	8	240	2	13	9,87	1,28	0,25
	2004	31	4837	10	2953	10	1703	7	97	4	83	9,49	2,64	0,53
	2005	55	7807	20	1033	18	6353	13	300	4	120	16,03	2,23	0,39
staz. 56	2003	20	1203	9	427	6	667	5	110	0	0	7,43	2,30	0,53
	2004	21	2407	8	1500	8	840	4	60	1	7	7,00	2,64	0,60
	2005	34	3670	13	957	10	1157	8	1543	3	13	10,85	2,72	0,53
staz. 72	2003	37	26757	13	2383	13	3620	10	167	1	20	11,01	2,52	0,48
	2004	30	82624	8	17617	11	1150	9	297	2	17	7,72	0,97	0,20
	2005	48	50230	17	6380	15	3623	14	1587	2	7	13,27	3,31	0,59

La composizione delle comunità macrobentoniche appare abbastanza simile in tutti i siti esaminati (Fig. 1-I).

La massima diversità è stata rilevata in tutte le cinque stazioni indagate nel gennaio 2005, mentre quella minima è stata osservata nella staz. 08 nel febbraio 2004 e nelle altre stazioni nel febbraio 2003 (Fig. 1-II).

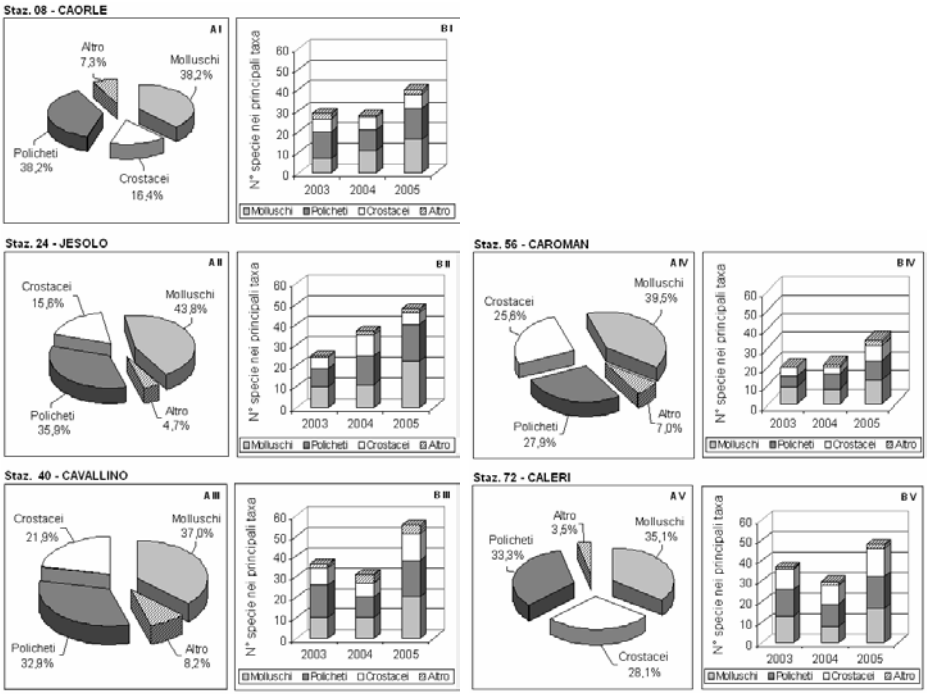


Fig. 1 - A) Percentuale relativa del numero di taxa nel triennio 2003-2005, B) Andamento temporale del numero dei taxa, per ogni stazione (I Staz. 08, II Staz. 24, III Staz. 40, IV Staz. 56, V Staz. 72).

A) Relative percentage of the taxa in the investigated period (2003-2005), B) Temporal trend of the taxa number, in the every station (I St. 08, II St. 24, III St. 40, IV St. 56, V St. 72).

Le abbondanze presentano una variabilità sia spaziale sia temporale come è visibile in Tab. 1. Nella staz. 08–Caorle la densità presenta il massimo nel febbraio 2003 con 16217 ind/m^2 e il minimo nel febbraio 2004 con 1750 ind/m^2. Le specie dominanti sono: nel 2003 *Lentidium mediterraneum* (Costa O.G., 1829) (13230 ind/m^2), nel 2005 *Prionospio caspersi* (Laubier, 1962) (3733 ind/m^2). Nella staz. 24–Jesolo la densità presenta il massimo nel febbraio 2003 con 32330 ind/m^2 ed il minimo nel febbraio 2004 con 6370 ind/m^2. Le specie dominanti sono: nel 2003 *L. mediterraneum* (26680 ind/m^2), nel 2004 *Donax semistriatus* (Poli, 1795) (3497 ind/m^2), nel 2005 *P. caspersi* (3440 ind/m^2). Nella staz. 40–Cavallino la densità mostra il massimo nel febbraio 2003 con 11703 ind/m^2, ed il minimo nel febbraio 2004 con 4837 ind/m^2. Le specie più abbondanti sono: nel 2003 *P. caspersi* (9513 ind/m^2) e *Chamelea gallina* (L., 1758) (1100 ind/m^2), nel 2004 *C. gallina* (1700 ind/m^2) e *P. caspersi* (1493 ind/m^2), nel 2005 *P. caspersi* (5377 ind/m^2).

Nella staz. 56-Caroman la densità presenta il massimo nel gennaio 2005 con 3670 ind/m^2 ed il minimo nel febbraio 2003 con 1203 ind/m^2. Le specie dominanti sono: nel 2003 *P. caspersi* (597 ind/m^2); nel 2004 *L. mediterraneum* (777 ind/m^2), *P. caspersi* (610 ind/m^2) e *D. semistriatus* (517 ind/m^2); nel 2005 *Apseudes latreillii* (Milne Edwards, 1828) (1417 ind/m^2) e *P. caspersi* (1017 ind/m^2). Nella staz. 72-Caleri la densità ha il massimo nel febbraio 2004 con 19080 ind/m^2, ed il minimo

nel febbraio 2003 con 6190 ind/m^2. Le specie più abbondanti sono: nel 2003 *P. caspersi* (3260 ind/m^2), nel 2004 *L. mediterraneum* (16660 ind/m^2), nel 2005 *C. gallina* (2640 ind/m^2) e *L. mediterraneum* (2573 ind/m^2).

Gli indici di comunità (Fig. 2) mostrano l'instaurarsi di comunità più diversificate ed equiripartite nelle due stazioni più a Nord (Caorle e Jesolo), mentre nelle altre tre stazioni essi evidenziano la presenza di comunità instabili e semplificate; in queste ultime infatti l'indice di ricchezza specifica mostra che il numero di specie oscilla notevolmente ed i valori molto bassi dell'indice di Shannon evidenziano la presenza di poche specie dominanti e molte specie rare.

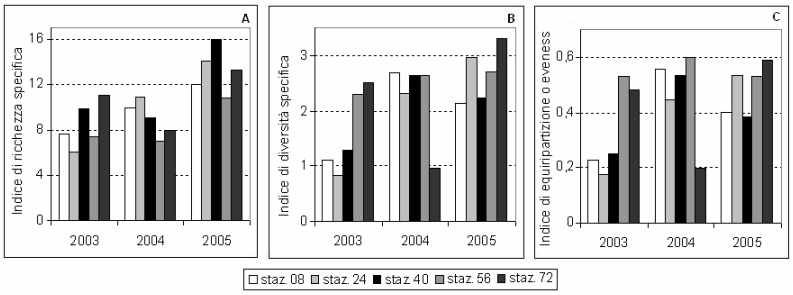


Fig. 2 - Distribuzione spaziale e temporale dell'indice di ricchezza specifica di Margalef (A), dell'indice di diversità specifica di Shannon (B) e dell'indice di equiripartizione o eveness di Pielou (C).

Temporal space distribution of Margalef richness index (A), Shannon diversity index (B) and Pielou eveness index (C).

Conclusioni

Da questa indagine si evince che le comunità bentoniche delle sabbie della costa veneta sono in continua evoluzione: tra il 2003 e il 2004 si rileva dominanza di poche specie, mentre nell'ultimo anno si nota un incremento della biodiversità ed una migliore equiripartizione dei taxa.

In quasi tutte le stazioni nel 2004 si è verificata un'esplosione di *L. mediterraneum*, probabilmente per l'influenza dei massicci apporti di acque dolci nelle aree costiere dovute alle piene straordinarie che hanno interessato l'Italia settentrionale nei mesi antecedenti il campionamento.

Inoltre le composizioni delle comunità evidenziano la presenza lungo la costa veneta di biocenosi non solo delle sabbie fini ben calibrate, come si immaginava all'inizio dell'indagine, ma anche di biocenosi delle sabbie fini superficiali (SFS) secondo la definizione di Pérès e Picard (1964).

Bibliografia

ANCONA S., IACOVONE V., ZOGNO A.R. (2003) - Programma di Monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino-costiero prospiciente la regione del Veneto. Triennio 2001-2003. Rapporto sul secondo anno di attività (Giugno 2002- Maggio 2003). Regione del Veneto, A.R.P.A.V. - Direzione Area Tecnico Scientifica Osservatorio Alto Adriatico-Polo Regionale Veneto, DAP RO e DAP VE (Padova, ottobre 2003).

PERES J.M., PICARD J. (1964) – Nuveau manuel de bionomie bentiquè de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat Mar. Endoume*, **31** (47): 5-137.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 275-277

A. Tomasello, G. Di Maida, M. Pirrotta, C. Orestano, S. Calvo

Dipartimento di Scienze Botaniche, Università di Palermo, Via Archirafi, 38 - 90123 Palermo, Italia.
agtoma@unipa.it

SINCRONIZZAZIONE SPAZIALE DI SERIE STORICHE DI CRESCITA IN *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE

SPATIAL SYNCHRONY OF GROWTH TIME SERIES IN POSIDONIA OCEANICA *(L.) DELILE*

Abstract

The spatial synchrony of growth time series in Posidonia oceanica *meadows distributed along sicilian and maltese coasts has been measured by using Pearson's correlation coefficient. On a large scale mean correlation oscillates from 0.23 (rhizome primary production) to 0.27 growth rate, while a greater correlation has been found to distances lower than 10 km. In deeper sites an increment of synchronization has been observed, suggesting that on deep meadows the factors controlling* P. oceanica *growth act on larger scale than on shallow ones.*

Key-words: *autocorrelation, growth rate, primary production,* Posidonia oceanica.

Introduzione

Molti fenomeni ecologici spesso fluttuano, sia temporalmente che spazialmente, in maniera sincrona lungo vaste aree geografiche: tale fenomeno è noto come autocorrelazione spaziale o sincronizzazione. L'analisi dei livelli di sincronizzazione è stata già condotta su invertebrati (Hanski e Woiwod, 1993; Benton *et al.,* 2001; Sutcliffe *et al.,* 1996), vertebrati (Ranta *et al.,* 1995; Cattadori *et al.,* 1999), vegetali terrestri (Koenig e Knops, 1998). In ambiente marino le osservazioni condotte sui fenomeni ecologici che fluttuano in maniera sincrona sono poche anche a causa del limitato numero di serie storiche di dati spazialmente distribuite.

Allo scopo di potere incrementare le conoscenze sui livelli di sincronizzazione in ambiente marino è stata condotta un'analisi sulle serie storiche di crescita rilevate sulla fanerogama *Posidonia oceanica* (L.) Delile.

Materiali e metodi

Sono stati raccolti 2500 rizomi ortotropi in 60 siti distribuiti lungo le coste siciliane e maltesi alle profondità di 5-8 m (superficiale), 10-15 m (intermedia) e 25-28 m (profonda). Sui rizomi è stato effettuato uno studio lepidocronologico che ha consentito la ricostruzione di serie storiche di valori medi di allungamento, produzione primaria e produzione di foglie (Pergent, 1990). Come misura del livello di sincronizzazione è stato scelto il coefficiente di correlazione medio di Pearson (Ferguson *et al.*, 1997) calcolato fra le coppie di serie storiche precedentemente stabilizzate in media e varianza mediante la formula:

$z = \log V_t - \log V_{t-1}$ dove V_t rappresenta la variabile al tempo t (Bjørnstad *et al.*, 1999).

Risultati e conclusioni

Dalla combinazione di tutte le coppie possibili è stato ottenuto un numero complessivo di valori di correlazione di Pearson pari a 1770. L'istogramma di frequenza di r per le tre variabili esaminate evidenzia una distribuzione non normale (Kolmogorov-Smirnov, $P<0.01$) con asimmetria negativa tipica di distribuzioni campionarie di r per $\rho>0$ (Fig. 1).

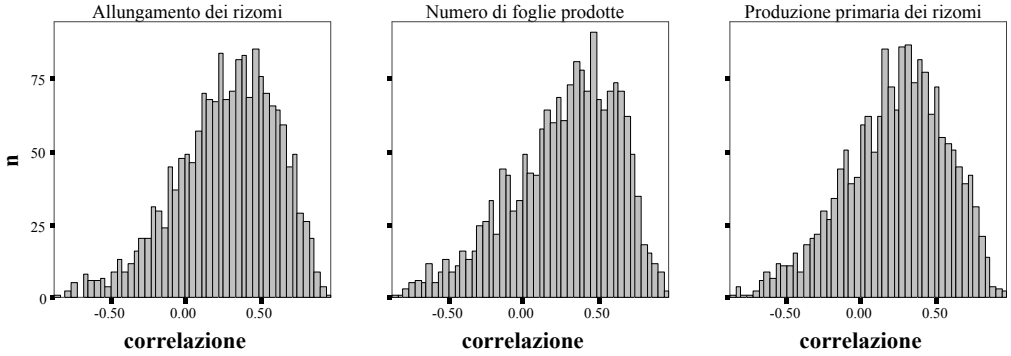


Fig. 1 - Istogramma di frequenza di r.
Histogram of r distribution.

Considerando tutti i siti a tutte le quote batimetriche, la correlazione media oscilla da 0.23 (produzione primaria) a 0.274 (velocità di crescita), mentre una maggiore correlazione media si riscontra a distanze inferiori a 10 km (Fig. 2). Questo risultato è in accordo con quanto osservato nella crescita radiale di sette generi di conifere (Koenig e Knops, 1998).

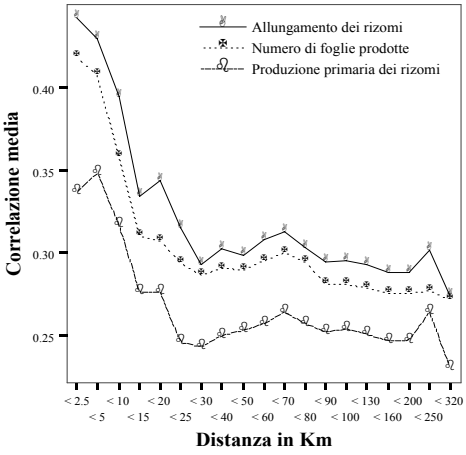


Fig. 2 - r medio e classi di distanza.
Mean r along distance categories.

Dall'analisi comparativa dei livelli di sincronizzazione alle tre quote batimetriche, si evince inoltre una tendenza all'aumento più marcato nella produzione primaria nei siti più profondi (Fig. 3). Considerando che esiste un legame tra livelli di sincronizzazione delle forzanti ambientali e sincronizzazione delle risposte biologiche (Benton *et al.,* 2001), i nostri risultati suggeriscono l'ipotesi che sulle praterie profonde i fattori che controllano la crescita di *P. oceanica* operano a scala più grande di quanto non avvenga alle quote superficiali.

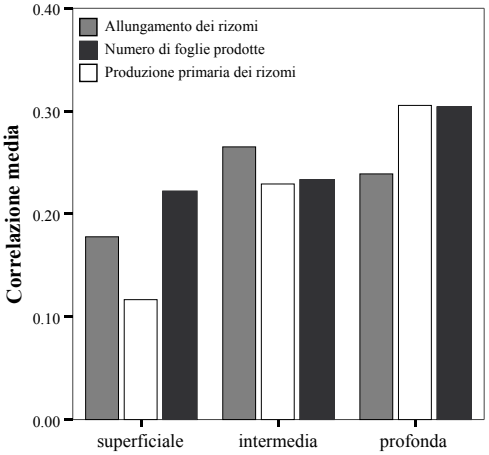


Fig. 3 - r medio alle tre quote.
Mean r at three depths.

Bibliografia

BENTON T.G., LAPSLEY C.T., BECKERMAN A.P. (2001) - Population synchrony and enviromental variation: an experimental demonstration. *Ecol. Lett.,* **4**: 236-243.

BJØRNSTAD O.N., IMS R.A., LAMBIN X. (1999) - Spatial population dynamics: analyzing patterns and processes of population synchrony. *Tree*, **14** (11): 427-432.

CATTADORI I.M., HUDSON P.J., MERLER S., RIZZOLI A. (1999) - Syncrhony, scale and temporal dynamics of rock partridge (*Alectrois graeca saxatalis*) populations in the Dolomites. *J. Anim. Ecol*., **68**: 540-549.

FERGUSON N.M., MAY R.M., ANDERSON R.M. (1997) - Measles: persistence and synchronicity in disease dynamics. In: Tilman D., Kareiva P. (eds), *Spatial Ecology: the role of space in population dynamics and interspecific interactions*, Princeton University Press: 137-157.

HANSKI I., WOIWOD I.P. (1993) - Spatial synchrony in the dynamics of moth and aphid populations. *J. Anim. Ecol*., **62**: 656-668.

KOENIG W.D., KNOPS J.M.H. (1998) - Scale of mast-seeding and tree-ring growth. *Nature*, **396**: 225-226.

PERGENT G. (1990) - Lepidochronological analysis of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: a standardized approach. *Aquatic Bot.*, **37**: 39-54.

RANTA E., LINDSTROM J., LINDEN H. (1995) - Synchrony in tetraonid population dynamics. *J. Anim. Ecol.*, **64**: 7567-7776.

SUTCLIFFE O.L., THOMAS C.D., MOSS D. (1996) - Spatial synchrony and asynchrony in butterfly population dynamics. *J. Anim. Ecol*., **65**: 85-95.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 278-287

F. Brambilla, G. Lalumera, P. Ceccuzzi, G. Crosa,
C. Rossetti, G. Terova, M. Saroglia

Dipartimento di Biotecnologie e Scienze Molecolari, Università degli Studi dell'Insubria,
Via H.J. Dunant, 3 – 21100 Varese, Italia.
fabio.brambilla@uninsubria.it

INCIDENZE DELL'ACQUACOLTURA COSTIERA SULLA QUALITÀ DELLE ACQUE SALMASTRE

INCIDENCES OF COASTAL AQUACULTURE ON BRACKISH WATER QUALITY

Abstract

The aim of this investigation was to value the consequences of coastal fish farms activity and their relation with environment. This study has valued the effect of aquaculture on effluents' quality in different periods, by the analysis of principal chemical and physical water parameters. In this contest, was studied the role of lagooning basins to improve the water quality and a model approach was applied for the evaluation of nitrogen ammonia level at the end of lagooning system.

Key-words*: marine aquaculture, brackish water, waste treatment, lagooning basins, nitrogen ammonia.*

Introduzione

Come conseguenza dell'immissione di mangime e dell'attività metabolica del pesce, le acque reflue dagli allevamenti intensivi possono contenere componenti di vario genere in grado di influenzare le caratteristiche dell'ambiente nel quale vengono rilasciate. Tali componenti sono costituiti principalmente da cibo non ingerito, feci e cataboliti azotati. L'effetto di tale emissione è in funzione della quantità totale di rilascio e delle capacità assimilative dell'ambiente stesso.

Le operazioni di trattamento di acque reflue, finalizzate ad un controllo della loro qualità, possono essere molto varie ma basate generalmente su alcuni importanti processi di natura meccanica e biologica (Chen, 1994). Le principali tecniche meccaniche comprendono processi di filtrazione e di sedimentazione per la rimozione di particolato in sospensione, mentre i processi biologici, grazie all'intervento di attività batteriche e processi di assimilazione fitoplanctonica, contribuiscono ad una rimozione della frazione disciolta (Peidrahita, 2003; Hargreavaes, 1998; Herbert, 1999; Barak, 2003). Il passaggio delle acque attraverso "aree umide", quali ad esempio bacini artificiali o naturali di lagunaggio, consente un'efficace rimozione di nutrienti e materiale organico (Yang, 1995; Sikora, 1995; Porello, 2003). In questi sistemi, intervengono ulteriori processi di assimilazione da parte di organismi vegetali e la chelazione di ioni da parte del sedimento. I bassi costi di costruzione, l'eliminazione di trattamenti chimici e ed il contributo alla stabilità dei locali processi idrologici sono alcuni dei vantaggi ottenuti in seguito all'applicazione di questo tipo di trattamento mentre lo svantaggio maggiore è la necessità di aree molto estese per consentire un adeguato tempo di permanenza delle acque da trattare.

Gli obiettivi di questo lavoro focalizzano l'attenzione principalmente sulle conseguenze dell'attività degli allevamenti ittici e sul rapporto di questi con l'ambiente circostante. Il presente studio si propone quindi di valutare gli effetti dell'acquacoltura sulla qualità delle acque in uscita dal ciclo produttivo, in diversi

periodi di produzione, mediante l'analisi degli andamenti delle principali caratteristiche chimiche e fisiche dell'acqua all'interno dell'impianto e nelle aree circostanti. Inoltre, in base ai dati ottenuti e le caratteristiche dell'azienda, è posto come obiettivo finale la taratura di un modello predittivo dell'azoto ammoniacale, per la valutazione dei livelli di questi in uscita dai sistemi di lagunaggio finali. A tal proposito verranno mostrati i risultati dell'applicazione di un'equazione proposta da Lefebvre (2001), rappresentante un bilancio di massa dell'azoto ammoniacale a livello di tali sistemi.

Area di studio

Lo studio è stato condotto all'interno di un'azienda ittica situata nella Riserva Nazionale Diaccia Botrona, classificata come "Zona Umida di importanza internazionale". Tale area è posizionata a circa 40 km a nord di Orbetello, vicino al centro turistico di Castiglione della Pescaia (GR). L'azienda produce all'incirca 400 tonnellate di spigole all'anno (*Dicentrarchus labrax* Linnaeus, 1758), allevate in acque salmastre. Prima di essere immessa nelle vasche di produzione, l'acqua in ingresso è riversata in due bacini di lagunaggio, per un totale di circa 10 ettari. Le vasche di produzione, 15 in totale, hanno forma rettangolare con altezza di circa 2,5 m e lunghezza e larghezza differenti. Infatti le prime vasche sono lunghe circa 90 m e larghe 20 m, mentre le ultime sono lunghe circa 220 m e larghe 50 m, con biomassa complessiva pari a 4,8 e 2,6 Kg/m^3 rispettivamente.

L'acqua in uscita dalle vasche viene raccolta in un canale collettore, parte di questa viene ricondotta all'interno del primo grande bacino di decantazione mentre la maggior parte, percorrendo il canale, viene distribuita in 11 più piccoli bacini. Questi hanno un'estensione di circa 0,9 ettari ciascuno, forma rettangolare ed una profondità media di circa un metro. Una volta percorso questo sistema, l'acqua viene raccolta nuovamente in un canale collettore e riversata all'esterno dell'azienda (Fig. 1). I flussi idrici in ingresso ed in uscita dell'impianto sono pari a circa 3 m^3/sec, mentre il ricambio idrico nelle vasche di produzione e nei bacini di lagunaggio finali viene effettuo in circa 24 ore.

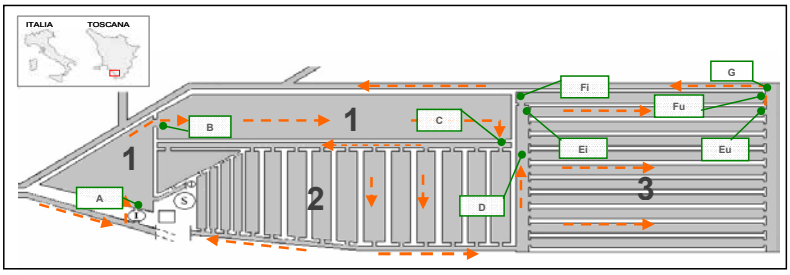


Fig. 1 - Schema generale dell'Azienda ittica e siti di campionamento (A = ingresso impianto; B = Ingresso secondo bacino di lagunaggio; C = ingresso nelle vasche di produzione; D = uscita delle vasche di produzione; Ei-Fi e Eu-Fu = rispettivamente ingresso e uscita di due bacini di decantazione finali; G = uscita dell'impianto). Le frecce indicano i principali movimenti dell'acqua all'interno dell'impianto (1-3 = bacini di lagunaggio; 2 = vasche di produzione; I = idrovore; S = stabulario).

Fish farm and sites of sampling (A = water inflow; B = first lagoonin basin outflow; C = fish tanks inflow; D = fish tanks outflow; Ei-Fi and Eu-Fu = inflow and outflow respectively, of two final lagoonin basins; G = water outflow). The arrows indicated the principal water flow (1-3 = lagooning basins; 2 = fish tanks; I = water pump; S = stalling).

Materiali e metodi

Sono stati scelti all'interno dell'impianto complessivamente nove siti di campionamento situati rispettivamente all'ingresso dell'impianto (A), all'uscita del primo e del secondo bacino di decantazione (B, C), a livello del canale di collettore in uscita delle vasche (D), all'ingresso (Ei, Fi) e all'uscita (Eu, Fu) di due degli undici bacini di lagunaggio, e all'uscita dell'impianto (G) (Fig. 1).

Sono state svolte due campagne di analisi rispettivamente ad aprile e a luglio 2004. In ciascuna campagna è stato effettuato un campionamento giornaliero e un campionamento nelle 24 ore. Il primo consiste nel monitoraggio giornaliero continuo di alcuni principali parametri chimici e fisici quali pH, temperatura, ossigeno disciolto, % saturazione dell'ossigeno, solidi sospesi (TSS) e salinità, in tre momenti differenti della giornata (mattino, primo pomeriggio, pomeriggio tardo). Il campionamento nelle 24 ore invece consiste nell'analisi ogni due ore, per 24 ore, dei suddetti parametri chimici e fisici e, in aggiunta, delle concentrazioni, espresse in mg/l, di azoto ammoniacale ($N\text{-}NH_4$), azoto nitroso ($N\text{-}NO_2$), azoto nitrico ($N\text{-}NO_3$), azoto totale (N_{tot}), fosforo reattivo ($P\text{-}PO_4$), fosforo totale (P_{tot}) e COD. Il

Tab. 1 - Definizioni e formule delle variabili e parametri utilizzati nel modello applicato (Lefebvre, 2001).
Definition and formulae of the variables and parameters used in the model (Lefebvre, 2001).

Variabile	Definizione	Formula
W_{lg}	portata in ingresso (m^3/h)	
$[NH_4]_{vp}$	concentrazione azoto ammoniacale (gN/m^3) vasche di produzione	
$[NH_4]_{lg}$	concentrazione azoto ammoniacale (gN/m^3) bacino di lagunaggio	
JNH_4	flusso azoto ammoniacale dal sedimento ($gN/m^2/h$)	α_{NH4} exp (β_{NH4} T)
S_{lg}	superficie bacino di lagunaggio (m^2)	
am	tasso ammonificazione (h^{-1})	$\alpha_{ammonificazione}$ exp(K_t*T)
DON_{lg}	concentrazione azoto organico disciolto (gN/m^3) nel bacino di lagunaggio	
$UREA_{lg}$	concentrazione di urea (gN/m^3) nel bacino di lagunaggio	
ni	tasso nitrificazione (h^{-1})	$\alpha_{nitrificazione}$ exp(K_t*T)
nloss	tasso di perdita di ammonio (h^{-1})	α_{nloss} exp(K_t*T)
T	temperatura (°C)	
Parametro	**Definizione**	**Valore e unità**
K_t	costante di incremento temperatura	0,07 $°C^{-1}$
$\alpha_{ammonificazione}$	tasso di ammonificazione (a 0°C)	0,002 h^{-1}
$\alpha_{nitrificazione}$	tasso di nitrificazione (a 0°C)	0,0014 h^{-1}
α_{nloss}	tasso perdita ammonio (a 0°C)	0,005 h^{-1}
α_{NH4}	diffusione ammonio dal sedimento (a 0°C)	0,00028 ($N/m^2/h$)
β_{NH4}	coefficiente di temperatura	0,1 C^{o-1}

campionamento giornaliero è stato effettuato a livello di tutti i nove siti mentre il campionamento nelle 24 ore solamente in sette (A, B, C, D, Eu, Fu e G) (Fig. 1). Le analisi delle forme di azoto, fosforo e COD, sono state effettuate mediante

metodo fotometrico (Nanocolor®, Macherely-Nagel). I campioni d'acqua sono stati precedentemente filtrati mediante filtri a membrana 0,45 μm (Schleicher & Schuell®) e diluiti con acqua deionizzata (rapporto 1:1 o 1:2) per evitare interferenze nelle analisi. Per gli altri parametri sono stati impiegati strumenti portatili quali: pHametro (250Aplus Orion®), ossimetro (Handy Gamma Oxiguard®), analizzatore di solidi sospesi portatile (mod. 3150 Insite IG®) con tecnica ottica della misura a 880 nm (vicino infrarosso) e refrattometro (mod. 106 ATC).

Per quanto riguarda lo studio di un modello predittivo dei livelli di azoto ammoniacale in uscita dai bacini di lagunaggio, è stata presa come riferimento iniziale l'equazione

$$dNH_4lg/dt = W_{lg}([NH_4]_{vp} - [NH_4]_{lg}) + JNH_4S_{lg} + am(DON_{lg} + UREA_{lg}) - ni[NH_4]_{lg} - nloss[NH_4]_{lg}$$

proposta da Lefebvre (2001), rappresentante un bilancio di massa di azoto ammoniacale espresso sottoforma di produzione di tale parametro nel tempo (gN/h). In tale formula sono considerati i valori di portata, i livelli di concentrazione di azoto ammoniacale nelle vasche di produzione ed in ingresso del lagunaggio, il di rilascio di ammonio dal sedimento, i processi di ammonificazione di azoto organico disciolto ed urea, i processi di nitrificazione ed altre forme di perdita di ammonio (Tab. 1).

Risultati

Vengono di seguito riportate elaborazioni grafiche (*box-and-whisker plots*) dei risultati relativi ad alcuni principali parametri analizzati nelle due campagne analitiche; in tali elaborazioni è possibile osservare il valori mediani, minimi e massimi, e, sinteticamente, la struttura della distribuzione dei valori mediante i quartili (25-75%). In Fig. 2 è rappresentato l'andamento dei solidi sospesi totali nei diversi siti di campionamento, nella stagione primaverile (Fig. 2A) e in quella estiva (Fig. 2B). L'andamento generale, comune alle due diverse stagioni, mostra una diminuzione dei valori mediani in seguito al passaggio attraverso il sistema di lagunaggio iniziale. Infatti, nel mese di aprile, i valori registrati all'ingresso dell'impianto risultano paria a 77,0 mg/l mentre quelli in uscita dai primi bacini di lagunaggio pari a 31,0 mg/l (Fig. 2A). Nel mese di luglio tali valori risultano essere pari a 44,0 mg/l e 28,0 mg/l, rispettivamente (Fig. 2B). In entrambe i casi si osserva, oltre ad una diminuzione dei valori mediani, anche ad una progressiva riduzione dell'ambito di distribuzione dei valori registrati. Infatti, mediante l'osservazione dei quartili (25-75%), nel mese di aprile il 50% dei valori nel sito di ingresso dell'impianto (sito A) è compreso in un range di 64,0-95,0 mg/l mentre nel sito di uscita dei primi bacini di lagunaggio (sito C) in un range di 23,0-38,0 mg/l. Nel mese di luglio invece tali range corrispondono a 33-60 mg/l nel sito A, e 19-32 mg/l a livello del sito C.

In seguito al passaggio nelle vasche di produzione si denota un aumento dei livelli in uscita di queste con valori mediani pari a 55,0 mg/l nel periodo primaverile e valori pari a 39,0 mg/l in quello estivo.

L'azione dei bacini di lagunaggio finali risulta essere diversificata nei due periodi di campionamento. Infatti nel mese di aprile si osserva un'azione positiva nell'abbattimento della quantità dei solidi sospesi totali da parte di entrambe i bacini studiati. I valori mediani in uscita dal bacino E (sito Eu) risultano essere

pari a 31,0 mg/l mentre quelli in uscita del bacino F (sito Fu) pari a 51,0 mg/l. Nel periodo estivo invece, si osserva un aumento dei livelli dei solidi sospesi in seguito al passaggio nei bacini terminali, con valori mediani pari a 100,0 mg/l in uscita della vasca E (sito Eu) e di 50,0 mg/l in uscita della vasca F (sito Fu) e con ampio ambito di distribuzione dei valori registrati.

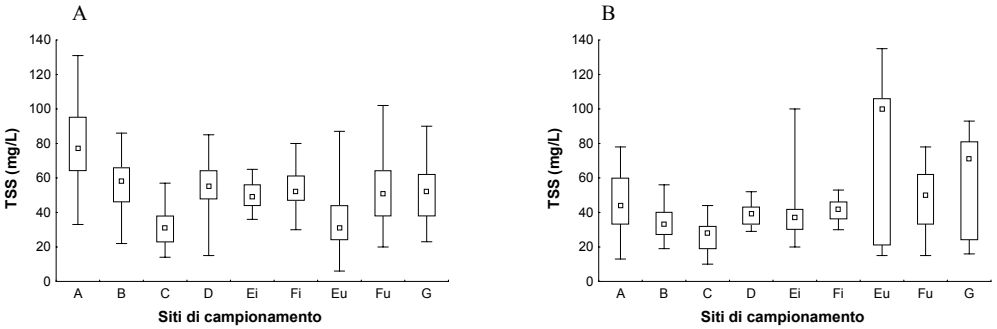


Fig. 2 - *Box-and-whisker plots* raffiguranti l'andamento dei TSS nei diversi siti di campionamento nei periodi primaverili (A) ed in quelli estivi (B). Il quadratino indica il valore mediano, le barre i valori massimi e minimi, mentre il box rappresenta i quartili (25-75%).

Box-and-whisker plots showing the spring (A) and summer (B) TSS trends in different sites. The squares indicate the median value, the whiskers indicate the minimum and maximum values and the boxes indicate the percentile range (25-75%).

Per quanto riguarda gli altri parametri studiati, in Fig. 3 sono rappresentati gli andamenti dell'azoto ammoniacale ($N\text{-}NH_4$) (Fig. 3A,B) e di fosforo reattivo ($P\text{-}PO_4$) (Fig. 3C,D), nei diversi siti di campionamento, nella stagione primaverile (Fig. 3A,C) e in quella estiva (Fig. 3B,D). L'andamento generale è molto simile a quello descritto per i solidi sospesi totali, soprattutto se si osserva l'andamento dell'azoto ammoniacale nel periodo primaverile, dove si registra una diminuzione al passaggio nei bacini di lagunaggio sia iniziali che terminali (Fig. 3A). Nel periodo estivo, invece, per questo parametro, non si osserva alcuna sostanziale differenza in seguito a tale passaggio (Fig. 3A,B). Anche per i livelli di ortofosfato si può osservare l'azione positiva sia dei bacini iniziali, in entrambe i periodi, che di quelli terminali, maggiormente nel periodo estivo (Fig. 3C,D).

Mediante il confronto non parametrico (*Wilcoxon Mann-Whitney U test*) tra le serie di dati ottenuti di alcuni importanti parametri, è stato possibile valutare l'esistenza di differenze significative ($P<0,05$) tra i siti di campionamento di maggior importanza all'interno dell'impianto.

La Tab. 2 mostra i risultati di tale confronto statistico per i seguenti parametri TSS, $N\text{-}NH_4$, $P\text{-}PO_4$, COD e N tot, registrati nei siti A, C, D e G. In base ai risultati ottenuti, si può osservare che, per quanto riguarda il mese di Aprile, si riscontrano valori sempre maggiori a livello del sito di ingresso dell'impianto rispetto al sito di immissione nelle vasche di produzione, con differenze significative ($P<0,05$) per quanto riguarda i livelli di TSS e $N\text{-}NH_4$, confermando così l'azione positiva dei bacini di lagunaggio iniziali e l'influenza dell'ambiente esterno. Sempre

per effetto dell'immissione di mangime e del catabolismo del pesce l'uscita delle vasche di produzione risultano essere sempre maggiori a quelli dell'entrata, con differenze significative per i livelli di TSS, $N\text{-}NH_4$ e $P\text{-}PO_4$.

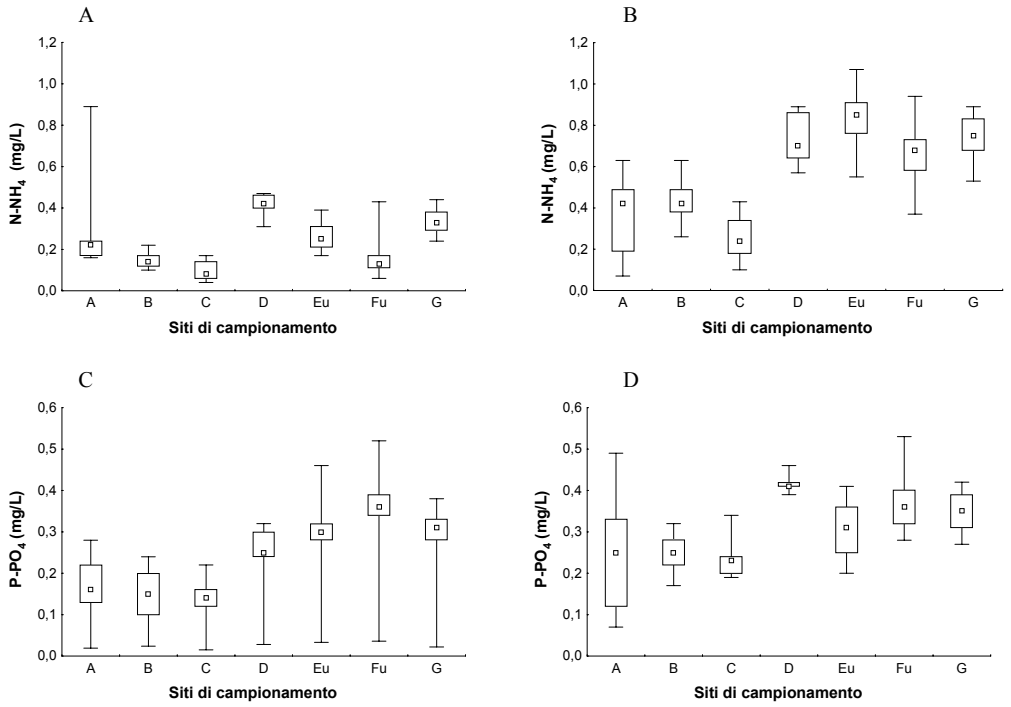


Fig. 3 - *Box-and-whisker plots* raffiguranti l'andamento di $N\text{-}NH_4$ (A-B) e $P\text{-}PO_4$ (C-D) nei diversi siti di campionamento nei periodi primaverili (A-C) ed in quelli estivi (B-D). Il quadratino indica il valore mediano, le barre i valori massimi e minimi, mentre il box rappresenta i quartili (25-75%).

Box-and-whisker plots showing the $N\text{-}NH_4$ (A-B) and $P\text{-}PO_4$ (C-D) trends in different sites in spring (A-C) and summer (B-D). The squares indicate the median value, the whiskers indicate the minimum and maximum values and the boxes indicate the percentile range (25-75%).

Confrontando l'ingresso e l'uscita dell'impianto si evidenziano, in questo periodo produttivo, valori maggiori all'ingresso rispetto all'uscita per TSS e COD con l'esistenza di differenza significativa solo per i primi, mentre per gli altri parametri i valori in uscita dell'impianto risultano maggiori rispetto a quelli di ingresso, e solo per il fosforo reattivo ($P\text{-}PO_4$) esiste una differenza significativa tra i due siti in esame. Analoghe osservazioni si possono fare per il periodo estivo, l'unica evidente differenza riguarda il confronto tra l'ingresso e l'uscita dell'impianto dove in questo periodo in uscita risultano essere sempre maggiori rispetto all'ingresso con differenza significativa per TSS, $N\text{-}NH_4$ e $P\text{-}PO_4$.

Tab. 2 - Risultati del confronto non parametrico (*Wilcoxon Mann-Whitney U test*) tra le serie di dati ottenuti nei siti A, C, D e G nei periodi primaverili ed estivi dei seguenti parametri: TSS, $N\text{-}NH_4$, $P\text{-}PO_4$, COD e N tot. L'asterisco indica l'esistenza di una differenza significativa ($P<0,05$) tra i dati confrontati.

Results of no-parametrical analysis (Wilcoxon Mann-Whitney U test) of spring and summer levels of TSS, $N\text{-}NH_4$, $P\text{-}PO_4$, COD and N tot, obtain in the sites A, C, D and G. The asterisk indicates significative differences (P<0,05).

Parametri	Aprile 2004			Luglio 2004		
TSS	*A>C**	*D>C**	A>G*	A>C*	D>C*	G>A*
$N\text{-}NH_4$	*A>C**	*D>C**	G>A	A>C	D>C*	G>A*
$P\text{-}PO_4$	A>C	*D>C**	*G>A**	A>C	D>C*	G>A*
COD	A>C	D>C	A>G	A>C	D>C	G>A
N tot	A>C	D>C	G>A	C>A	C>D	G>A

Prendendo in considerazione i valori in ingresso ed in uscita dei bacini di decantazione iniziali e finali è stato possibile ricavare la reale capacità di questi, di attenuare le concentrazioni e le variazioni dei principali parametri chimico-fisici delle acque. La Tab. 3 mostra i valori medi, in percentuale, dell'efficienza di rimozione complessiva dei bacini iniziali e finali, registrata nei periodi di campionamento, dei seguenti parametri: $N\text{-}NH_4$, N tot, $P\text{-}PO_4$, TSS e COD. Per i bacini iniziali si raggiungono valori di efficienze maggiori per $N\text{-}NH_4$ e TSS, pari a 32%, con range fino al 43 e 49% rispettivamente, mentre si registrano efficienze minori, pari a 6-7%, per gli altri parametri, con range fino a 19%. Per quanto riguarda i bacini di lagunaggio finali, le efficienze di rimozione maggiori sono raggiunte per l'azoto ammoniacale e totale, pari rispettivamente a 26 e 21%, con range da 0 a 60% per il primo e 16-28% per il secondo; per gli altri parametri si raggiungono efficienze minori, da 3 a 11%, con range da 0 fino al 44% (Tab. 3).

Tab. 3 - Efficienza di rimozione media complessiva (%) dei principali bacini di decantazione iniziali e finali, registrata nei periodi di campionamento (aprile-luglio 2004), dei seguenti parametri: $N\text{-}NH_4$, Ntot, Ptot, TSS e COD.

Average removal efficiencies (%) of $N\text{-}NH_4$, Ntot, Ptot, TSS and COD in the lagooning basins and lagooning ponds, in spring and summer (April and July 2004).

	Efficienza rimozione media complessiva (%) dei bacini di lagunaggio iniziali		Efficienza rimozione media complessiva(%) dei bacini di lagunaggio finali	
	range	media	range	media
$N\text{-}NH_4$	0-43 %	32 %	0-60%	26%
N tot	0-19 %	6 %	16-28%	21%
$P\text{-}PO_4$	0-13 %	7 %	0-26 %	10 %
TSS	22-49 %	32 %	0-44%	11%
COD	0-17 %	7 %	0-8%	3%

Tali percentuali di abbattimento ricavate sono in accordo con i dati espressi in letteratura per quanto riguarda sistemi di fitodepurazione e lagunaggio sia natu-

rali che artificiali (Innamorati, 2004; Yang, 1995; Porello, 2003). In particolare, in uno studio condotto da Porello (2003), in un allevamento ittico situato nelle vicinanze della Laguna di Orbetello, si riscontrano, in tali sistemi, percentuali di rimozione maggiori, pari a 21%, per quanto riguarda la rimozione di fosforo totale mentre valori minori, pari a 5-7% e 12,4%, per quanto riguarda rispettivamente la frazione di azoto disciolto e totale.

In funzione dei dati ottenuti e in base a modelli predittivi presenti in letteratura è possibile applicare un modello specifico per la valutazione dei livelli di parametri ad interesse ambientale, in uscita dai bacini di lagunaggio finali. Inserendo nell'equazione (Lefebvre, 2001) i dati di portata (0,2 m^3/sec), di concentrazioni di azoto ammoniacale, di azoto organico disciolto (0,98 g/m^3) ed urea (0,07 g/m^3) ricavati nelle due campagne analitiche, è possibile risalire alla produzione di azoto ammoniacale prevista nei bacini di lagunaggio finali. Per poter effettuare un confronto con i livelli sperimentali, tali valori sono stati in seguito convertiti in valori di concentrazione (Tab. 4). Il confronto con i dati sperimentali dimostra che il valore teorico ricavato dall'equazione risulta essere simile ai valori riscontrati in uscita del bacino E ed F nel mese di aprile 2004 risultando compreso rispettivamente, nei valori di minimo e massimo, e nei range di distribuzione (quartile 25-75%). Nel mese di luglio 2004 invece i valori ottenuti da tale modello risultano inferiori a quelli reali ne tanto meno compresi nei range di variabilità, sottostimando quindi i livelli di uscita di entrambe i bacini.

Tab. 4 - Risultati del confronto tra modello applicato (Lefebvre, 2001) ed i dati sperimentali ottenuti alla fine del sistema di lagunaggio nelle due campagne analitiche.
Comparison to real values and model values (Lefebvre, 2001) at the end of lagooning system.

	Teorico	Eu			Fu		
		mediana	quartili (25-75%)	min-max	mediana	quartili (25-75%)	min-max
$N\text{-}NH_4$ Aprile (g/m^3)	0,17	0,25	0,21-0,31	0,17-0,39	0,13	0,11-0,17	0,06-0,43
$N\text{-}NH_4$ Luglio (g/m^3)	0,24	0,85	0,76-0,91	0,55-1,07	0,68	0,58-0,73	0,37-0,94

Conclusioni

L'acquacoltura situata in aree di transizione, quale ad esempio un ambiente paludoso, risulta molto influenzata dalle caratteristiche delle acque in ingresso. Nel caso specifico la miscelazione di acque provenienti dall'ambiente paludoso, dal mare e da fiumi, porta alla formazione di acque con caratteristiche chimiche e fisiche molto variabili. La possibile presenza di alte concentrazioni di nitrito ed ammoniaca, e variazioni continue di temperatura e pH, rappresentano fattori negativi per il benessere del pesce allevato. La necessaria attenuazione all'ingresso dell'impianto, di tali elementi risulta favorita principalmente dalla presenza di grossi bacini di lagunaggio a monte delle vasche di produzione, nei quali si raggiungono, per alcuni parametri, efficienze di abbattimento fino al 60%. Tali bacini risultano essere efficienti anche nel controllo delle caratteristiche delle acque in uscita dalle vasche di produzione, anche in periodi di massima produttività, con valori di efficienza di rimozione intorno al 20% per alcuni parametri analizzati. Gli accorgimenti necessari al di fuori dell'impianto produttivo quindi, sono rivolti

principalmente ad un aumento dell'idrodinamismo nella zona circostante. Infatti, tale aumento migliorerebbe le condizioni dell'ecosistema paludoso stesso e di conseguenza delle acque destinate alla produzione.

All'interno dell'azienda invece, per un miglioramento delle acque in entrata ed in uscita, le attenzioni maggiori sono rivolte all'aumento dell'efficienza dei bacini di decantazione. In entrambe i casi occorre un potenziamento delle capacità di rimozione di alcuni parametri chimici di rilevanza quali ad esempio azoto ammoniacale, azoto nitrico, azoto totale, fosforo reattivo, TSS e COD. Inoltre occorrerebbe ridurre i range di efficienza di rimozione di tali bacini che in alcuni casi vanno da 0 fino al 60%, cercando di ottenere percentuali, oltre che maggiori, anche più costanti.

A tal proposito, la formulazione e l'applicazione di modelli di bilancio di massa di diversi parametri, sono in grado di favorire una migliore valutazione di eventuali modalità di intervento. Nello specifico, l'applicazione dell'equazione di bilancio di massa dell'azoto ammoniacale ricavata dalla letteratura ha prodotto una buona stima iniziale per tale parametro nel periodo primaverile ma necessita di ulteriori modifiche e tarature per poter essere applicato anche in periodo estivo. Quindi, lo studio di alcuni coefficienti, quali ad esempio il tasso di diffusione di azoto ammoniacale dal sedimento e processi di ammonificazione, attraverso prove sperimentali, potrebbe favorire il miglioramento di tale modello, in modo tale da permetterne una sua corretta applicazione nei diversi periodi produttivi. Gia a questo livello però, l'equazione fornisce utili indicazioni riguardo ai parametri che maggiormente contribuiscono ai livelli in uscita di azoto ammoniacale, come ad esempio lo stesso rilascio di ammonio dal sedimento. Lo studio quindi sarà orientato sull'attuazione di prove per la riduzione del flusso di azoto ammoniacale nell'interfaccia sedimento-acqua mediante l'applicazione di bio-promotori batterico-enzimatici capaci di incrementare l'attività di nitrificazione biologica a livello del sedimento stesso.

Summary

In 2004 two analytical sampling were carried out for evaluated the incidences of coastal aquaculture (*Dicentrarchus labrax*) on effluents' quality, by the analysis of principal chemical and physical water parameters. In this contest, was studied the role of lagooning basin on improve the inflow and outflow water quality. The results showed in water outflow a median value of TSS and nitrogen ammonia like to 52,0 mg/L and 0,33 mg/L respectively in spring periods, while 71,0 mg/l and 0,75 mg/l respectively in summer period.

The removal efficiencies in the lagooning system were included into a 0-60% range for ammonia nitrogen, while 0-50% range for TSS.

By Lefebvre's equation (2001) were studied a model approach for the evaluation of nitrogen ammonia level at the end of lagooning system.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'ARSIA della Regione Toscana per il finanziamento della ricerca. Si ringrazia inoltre l'Azienda ittica *Il Padule* per la disponibilità mostrata e l'ospitalità offerta durante lo svolgimento dei lavori.

Bibliografia

BARAK Y., CYTRYN E., GELFAND I., KROM M., VAN RIJN J. (2003) - Phosphorus removal in a marine prototype recirculating aquaculture system. *Aquaculture*, **220**: 313-326.

CHEN S., STECHEY D., MALONE R.F. (1994) - Suspended solids control in a recirculating aquaculture system. In: Timmons M.B., Losordo T.M. (eds), *Aquaculture Water Reuse System: Engineering Design and Management*. Development in Aquaculture and Fisheries Science. Elsevier Ed., Amsterdam, **27**: 61-100.

HARGREAVES J.A. (1998) - Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture*, **166**: 181-212.

HERBERT R.A. (1999) - Nitrogen cycling in a coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews*, **23**: 563-590.

INNAMORATI M., MELILLO C. (2004) - Degradazione e risanamento della Laguna di Orbetello. Università degli Studi di Firenze Dipartimento di Biologia vegetale, Laboratorio di Ecologia.

LEFEBVRE S., BACHER C., MEURET A., HUSSENOT J. (2001) - Modelling approach of nitrogen and phosphorus exchanges at the sediment-water interface of an intensive fishpond system. *Aquaculture*, **195**: 279-297.

LEFEBVRE S., BACHER C., MEURET A., HUSSENOT J. (2001) - Modelling Nitrogen Cycling in a Mariculture Ecosystem as a Tool to Evaluate its Outflow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* **52**: 305-325.

PEIDRAHITA R.H. (2003) - Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture*, **266**: 34-44.

PORELLO S., FERRARI G., LENZI M., PERSIA E. (2003) - Ammonia variations in a phytotreatment ponds of land-based fish farm wastewater. *Aquaculture*, **219**: 485-494.

PORELLO S., LENZI M., PERSIA E., TOMMASETTI P., FINORA M.G. (2003) - Reduction of aquaculture wastewater eutrophication by phytotreatment ponds system: I. Dissolved and particulate nitrogen and phosphorus. *Aquaculture*, **219**: 515-529.

SIKORA F.J. TONG Z., BEHRENDS L.L., STEINBERG S.L., COONROD H.S. (1995) - Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanism. *Water Science Technology*, **32** (3): 193-202.

YANG Y., ZHENCHENG X., KANGPING H., JUNSAN W., GUIZHI W. (1995) - Removal efficiency of the constructed wetland wastewater treatment system at a Bainikeng, Shenzhen. *Water Science Technology*, **32** (3): 31-40.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 288-293

D. Brigolin, R. Pastres, F. Pranovi[1], G. Prioli[3], M. Cornello[2],
R. Boscolo[2], M. Giani[2], O. Giovanardi[2]

Dipartimento di Chimica Fisica, Università Ca' Foscari di Venezia,
Dorsoduro, 2137 - 30123 Venezia, Italia.
brigo@unive.it
[1]Dipartimento di Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari, Venezia, Italia.
[2]ICRAM - Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica
Applicata al Mare, Chioggia (VE), Italia.
[3]M.A.R.E. S.c.ar.l., Cattolica (RM), Italia.

SVILUPPO SOSTENIBILE DELLA MITILICOLTURA LUNGO LA FASCIA COSTIERA ADRIATICA: RASSEGNA DI STUDI E MODELLI PER LA VALUTAZIONE DI IMPATTO AMBIENTALE

SUSTAINABLE DEVELOPEMENT OF MUSSEL CULTURE ALONG THE WESTERN ADRIATIC COAST: REVIEW OF STUDIES AND MODELS FOR ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT

Abstract

During the last decade the Italian production of mediterranean mussel Mytilus galloprovincialis *Lamarck, 1819 has remarkably increased. Such growth is mainly due to the increase in the aquaculture landings, which in 2002 accounted for the 70% of the total production. Mathematical models can represent useful tools for the sustainable management of this activity. In the present work, we reviewed the most recent papers concerning field studies aimed at assessing the environmental impact of longline off-shore mussel culture along the Western Adriatic coast. On this basis, an integrated approach to the modelling of the ecological carrying capacity in this coastal area is suggested.*

Key-words*: modelling, environmental impact, mussel culture, Adriatic Sea,* Mytilus galloprovincialis.

Introduzione

Negli ultimi anni si è assistito, su scala globale, ad un progressivo aumento delle attività di mitilicoltura (FAO fishstat+, http://www.fao.org/fi/statist/statist.asp). In Italia, tale aumento può essere in buona parte ascritto al passaggio, iniziato negli anni ottanta, dall'allevamento con strutture di tipo fisso a quello che utilizza strutture di tipo *long line* galleggianti. L'utilizzo di questa tecnica di allevamento ha infatti consentito di incrementare sensibilmente le aree potenzialmente coltivabili, passando da impianti disposti in baie protette e lagune ad acque costiere aperte. Di conseguenza, lungo la costa nord occidentale del Mar Adriatico, le località tradizionalmente votate alla mitilicoltura, come ad esempio la Sacca di Goro e la Laguna di Venezia, sono state progressivamente abbandonate, a favore degli impianti *off-shore*, il cui numero è cresciuto rapidamente. Per gestire l'ulteriore sviluppo di questa attività in un'ottica di sostenibilità, come richiesto dalle normative a diversi livelli, diventa necessario applicare criteri di ottimizzazione che consentano di massimizzare la resa, minimizzando nel contempo gli impatti sull'ambiente.

I modelli matematici, consentendo di descrivere quantitativamente i processi principali che governano le interazioni tra l'ecosistema e gli impianti di acquacoltura, possono rappresentare utili strumenti per l'ottimizzazione e la valutazione

della sostenibilità (http://www.ecasa.org.uk/overview.htm). Gli impatti ambientali delle attività di mitilicoltura sono già stati oggetto di revisione scientifica (Prins *et al*., 1998; Kaiser, 2001; Chamberlain *et al*., 2001; Hartstein e Stevens, 2005). Il presente lavoro si propone di selezionare un insieme di modelli matematici applicabile alla descrizione degli impatti delle attività di mitilicoltura in Adriatico. Questo scopo verrà perseguito mediante:

- una revisione della recente letteratura scientifica riguardante gli impatti delle attività di mitilicoltura in Adriatico nord occidentale;
- una revisione dei principali modelli matematici sviluppati per ottimizzare, in chiave di sostenibilità, le attività di molluschicoltura.

Impatti della mitilicoltura off-shore nella fascia costiera Adriatica

In Fig. 1 sono rappresentati i siti nei quali sono stati realizzati gli studi più recenti di valutazione di impatto delle attività di mitilicoltura in Adriatico. Nel Golfo di Trieste, Martincic (1998) ha riscontrato differenze significative nei valori di carbonio organico particellato e di clorofilla-a, misurati in colonna d'acqua, tra il sito soggetto ad impatto e quello di controllo. Questo risultato è in accordo con quanto riportato da Navarro *et al.* (1991) per le Rias spagnole e, più in generale, con l'ipotesi che la presenza di elevate densità di mitili possa alterare la funzionalità di un ecosistema, esercitando una funzione di "controllo" sulla produzione primaria fitoplanctonica (Smaal *et al.,* 2001).

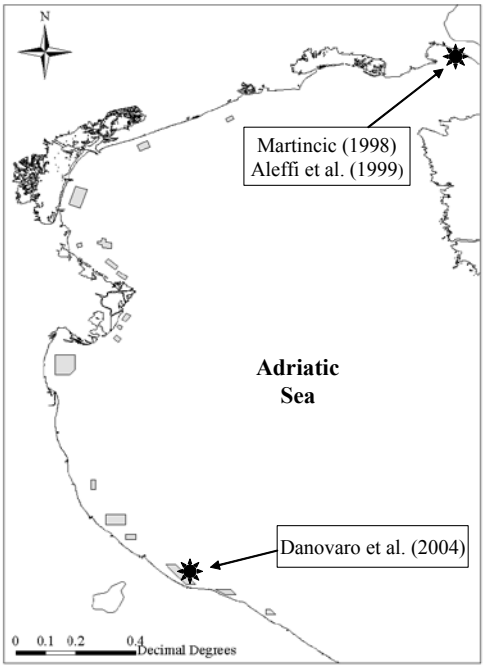


Fig. 1 - Aree occupate da impianti di mitilicoltura off-shore in Adriatico Nord Occidentale e siti nei quali sono stati realizzati i recenti studi di impatto ambientale di tali attività.
Off-shore mussel farms in the Northern Adriatic Sea, and environmental impact study-sites.

Flussi di sedimentazione della materia organica, variabili chimiche nel sedimento superficiale ed indici relativi alle comunità macrobentonica e meiobentonica sono stati misurati nell'area di deposizione di un impianto di mitilicoltura situato a largo di Cattolica (Danovaro *et al*., 2004), e di un impianto situato nel Golfo di Trieste (Aleffi *et al*., 1999; Aleffi *et al*., submitted). Entrambi gli impianti sono situati in aree profonde circa 10 m. In corrispondenza dell'impianto situato al largo di Cattolica non sono stati osservati impatti rilevanti. Soltanto durante il mese di dicembre, periodo nel quale l'impianto presenta la biomassa più elevata, si è osservato un aumento del flusso di biodepositi. L'elevato idrodinamismo e la non elevata profondità della colonna sarebbero, secondo gli autori, i fattori che determinano la continua risospensione di feci e pseudofeci. Nel Golfo di Trieste, al contrario, i valori di carbonio ed azoto totali misurati nel sedimento superficiale sono risultati significativamente maggiori nei pressi dell'impianto. Secondo gli autori, questo arricchimento sarebbe imputabile alla massiccia sedimentazione di biodepositi prodotti dai bivalvi. Fosforo reattivo ed ammonio nelle acque interstiziali presentano concentrazioni significativamente superiori nelle stazioni soggette ad impatto, mentre la concentrazione di clorofilla-a in queste stazioni è significativamente inferiore. Questi risultati sono in accordo con quanto riportato in due recenti studi condotti in Scozia (Chamberlain *et al*., 2002) e Nuova Zelanda (Christensen *et al*., 2003). Per quanto riguarda gli impatti sul macrobenthos Aleffi *et al*. (1999) hanno riscontrato impatti simili a quelli riportati da Stenton-Dozey *et al*. (1999) in una baia situata nella costa occidentale del Sud Africa. Secondo queste evidenze sperimentali, l'accumulo di biodepositi prodotti dai mitili può essere causa di modificazioni rilevanti alla comunità macrobentonica, che tende ad essere dominata da poche specie opportuniste.

Modelli matematici per l'ottimizzazione delle attività di molluschicoltura

Gli approcci modellistici recentemente rivolti ad ottimizzare le pratiche di molluschicoltura possono essere suddivisi in due categorie:

1) modelli mirati alla valutazione della *production carrying capacity*;
2) modelli mirati alla valutazione della *ecological carrying capacity*.

Lo studio dell'impatto esercitato dai bivalvi filtratori sulla produzione primaria fitoplanctonica costituisce il primo passo per affrontare il problema di ottimizzazione della *production carrying capacity* (Inglis *et al*., 2000), inteso come raggiungimento della produzione ottimale della specie coltivata ottenuta modificando la densità di semina ed il raccolto. Diversi lavori di revisione sono già stati pubblicati sulla modellazione della *production carrying capacity*, tra i quali un volume speciale di *Aquatic Ecology* (vol. 31 (4), 1998) e del *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (vol. 219 (1–2), 1998). Due diversi modelli (Incze *et al*., 1981; Carver e Mallet; 1990), finalizzati all'ottimizzazione della produzione di *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 sono stati applicati da Martincic (1998) nel golfo di Trieste. Il modello Incze *et al*. (1981) e la sua versione modificata, proposta da Martincic (1998), sono stati recentemente applicati nel Golfo di Gaeta ed in quello di Castellammare (Sarà e Mazzola, 2004). Dall'applicazione di questo tipo di modelli è possibile trarre utili indicazioni circa il dimensionamento e la densità ottimale degli impianti. Modelli di maggior complessità, con descrizioni più particolareggiate delle interazioni tra gli impianti e l'ecosistema vengono proposti in Duarte *et al*. (2003) e Dowd (2005). In entrambi i lavori l'ottimizzazione della *carrying capacity* viene perseguita attraverso l'applicazione di modelli matematici

in grado di descrivere sia le dinamiche di nutrienti, fitoplancton e zooplancton, sia i processi di trasporto governati dall'idrodinamica. Il tasso di filtrazione dei bivalvi sul seston organico viene mantenuto costante nel tempo in Dowd (2005), assumendo che la biomassa dei filtratori venga costantemente controllata dagli allevatori. Duarte *et al*. (2003) propone invece una rappresentazione più realistica del sistema, includendo un modello bioenergetico in grado di descrivere dinamicamente la biomassa dei filtratori.

Il problema di ottimizzazione dell'*ecological carrying capacity* (Inglis *et al*., 2000), ovvero la stima del livello di produzione che causa impatti ritenuti "accettabili" sull'ecosistema, è stato affrontato solo di recente mediante l'utilizzo di modelli matematici. Una revisione dei modelli recentemente sviluppati in questo campo è stata pubblicata nel rapporto ICES-WGEIM (2005). Gli autori dividono in due diverse tipologie gli approcci fino ad ora utilizzati per simulare gli impatti:

1) simulazioni basate sull'utilizzo di modelli a bilancio di massa della rete trofica del tipo *Ecopath*™ (e.g. Brando *et al*., 2004; Jiang e Gibbs, 2005);
2) simulazioni basate sull'utilizzo di modelli di deposizione-risospensione del tipo *Depomod*™ (Cromey *et al*., 2002; Chamberlain, 2002; Weise *et al*., 2003), in grado di stimare gli impatti dei biodepositi sulla comunità bentonica.

Approcci del primo tipo presentano alcune importanti limitazioni: a) sono applicabili solo in condizioni di stato stazionario; b) non permettono di differenziare l'entità degli impatti in funzione della distanza dall'impianto. I modelli del secondo tipo, pur superando queste limitazioni, presentano, viceversa, alcuni limiti nella descrizione dell'idrodinamica del sito e dei processi di risospensione e degradazione della materia organica sedimentata. Inoltre, questi modelli sono focalizzati esclusivamente sulla stima degli impatti sui sedimenti e sulla comunità bentonica, trascurando completamente la descrizione delle interazioni con la colonna d'acqua.

Conclusioni

I risultati sperimentali presentati nei lavori consultati per redigere questo breve contributo indicano come le attività di mitilicoltura dislocate lungo la fascia costiera Adriatica, in zone a scarso idrodinamismo, possano causare impatti sia sulla colonna d'acqua che sul sedimento e la comunità macrobentonica. Ciò suggerisce l'opportunità di affiancare alla valutazione della *production carrying capacity* modelli in grado di stimare tali impatti. I modelli proposti come strumento di valutazione dovrebbero essere in grado di affrontare il problema più generale di ottimizzazione dell'*ecological carrying capacity*. I modelli che simulano la complessità della rete trofica, pur rappresentando in questo senso lo strumento più indicato, mostrano tuttavia alcune pesanti limitazioni, in quanto applicabili solo in condizioni stazionarie e non utili per stimare i gradienti di impatto. Un'alternativa a questo tipo di modelli è rappresentata dall'applicazione di un modello dinamico integrato. La stima dell'impatto dei filtratori sulla produzione primaria, effettuata con modelli ecologici del tipo Duarte *et al*. (2003) e Dowd (2005) verrebbe in questo modo integrata con quella degli impatti sul sedimento e la comunità bentonica dovuti all'accumulo di biodepositi. Un primo approccio in questo senso è stato recentemente presentato da Grant *et al.* (2005). Un modello dinamico di questo tipo può rappresentare lo strumento adatto a descrivere gli

impatti della mitilicoltura in Adriatico. La descrizione degli impatti potrà essere ulteriormente migliorata, includendo nella struttura un modello di deposizione più complesso, del tipo Cromey *et al.* (2002), e migliorando la descrizione dei processi di risospensione e degradazione della materia organica.

Summary

During the last decade the Italian production of mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* has increased from 92×10^6 kg in 1994 to 138×10^6 kg in 2002: this value represents approximately the 8% of the worldwide production. Such growth is mainly due to the increase in the aquaculture landings which, in 2002, accounted for the 70% of the total Italian production. Mathematical models represent useful tools for the sustainable management of this activity. In the present work, we reviewed the most recent papers concerning field studies aimed at assessing the environmental impact of longline off-shore mussel culture along the Western Adriatic coast. The experimental evidences presented in these studies suggest that long-line mussel farms, located in areas with reduced hydrodynamics, may cause impacts both on the water column and the sediment chemistry. On this basis, an integrated approach to the modelling of the ecological carrying capacity in this coastal area is suggested. This approach consists in the developement of a dynamic model which allows one to simulate the impact of mussel culture on primary production as well as the sedimentation, resuspension and degradation of mussel biodeposits.

Bibliografia

ALEFFI I.F., BETTOSO N., SOLIS-WEISS V., TAMBERLICH F., PREDONZANI S., FONDA-UMANI S. (1999) - Progetto di ricerca per lo studio dell'impatto delle mitilicolture sull'ambiente marino. Relazione finale attività di ricerca, LBM-Trieste.

ALEFFI I.F., BETTOSO N., SOLIS-WEISS V., TAMBERLICH F., PREDONZANI S., FONDA-UMANI S. - Effects of suspended mussel culture on the macrozoobenthos in the Gulf of Trieste (northern Adriatic sea, Italy). (Submitted to *ICES Journal of Marine Science*).

BRANDO V.R., CECCARELLI R., LIBRALATO S., RAVAGNAN G. (2004) - Assessment of environmental management effects in a shallow water basin using mass-balance models. *Ecol. Model.*, **172**: 213–232.

CARVER C.E.A., MALLET A.L. (1990) - Estimating the carrying capacity of a coastal inlet for mussel culture. *Aquaculture*, **88**: 39-53.

CHAMBERLAIN J. (2002) - Modelling the impacts of suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) farming. Ph. D. Thesis, Napier University, Edimburgh.

CHAMBERLAIN J., FERNANDES T.F., READ P., NICKELL T.D., DAVIES I.M. (2001) - Impact of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surronding surficial sediments. *ICES J. Mar. Sci.*, **58**: 411-416.

CHRISTENSEN P.B., GLUD R.N., DALSGAARD T., GILLESPIE P. (2003) - Impacts of longline mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments. *Aquaculture*, **218**: 567-588.

CROMEY C.J., NICKELL T.D., BLACK K.D. (2002) - DEPOMOD - modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture*, **214**: 211-239.

DANOVARO R., GAMBI C., LUNA G.M., MIRTO S. (2004) - Sustainable impact of mussel farming in the Adriatic Sea (Mediterranean Sea): evidence from biochemical, microbial and meiofaunal indicators. *Mar. Pollut. Bull.*, **49**: 325-333.

DOWD M. (2005) - A biophysical coastal ecosystem model for assessing environmental effects of marine bivalve aquaculture. *Ecol. Model.*, **183**: 323-346.

DUARTE P., MENESES R., HAWKINS A.J.S., ZHU M., FANG J., GRANT J. (2003) - Mathematical modelling to assess the carrying capacity for multi-species culture within coastal waters. *Ecol. Model.*, **168**: 109-143.

GRANT J., CRANFORD P., HARGRAVE B., CARREAU M., SCHOFIELD B., ARMSWORTHY S., BURDETT-COUTTS V., IBARRA D. (2005) - A model of aquaculture biodeposition for multiple estuaries and field validation at blue mussel (*Mytilus edulis*) culture sites in eastern Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **62** (6): 1271-1285.

HARTSTEIN L.C., STEVENS N.D. (2005) - Deposition beneath long-line mussel farms. *Aquac. Eng.*, **33**: 192-213.

ICES-WGEIM (2005) - Report of the working group on environmental interactions of mariculture. *ICES*.

INCZE L.S., LUTZ R.A., TRUE E. (1981) - Modelling carrying capacities for bivalve molluscs in open suspended-culture systems. *J. World Maricul. Soc.*, **12** (1): 143-155.

INGLIS G.J., HAYDEN B.J., ROSS A.H. (2000) - *An overview of factors affecting the carrying capacity of coastal embayments for mussel culture*. National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd, Christchurch.

JIANG W.M., GIBBS M.T. (2005) - Predicting the carrying capacity of bivalve shellfish culture using a steady, linear food web model. *Aquaculture*, **244**: 171-185.

KAISER M.J. (2001) - Ecological effects of shellfish cultivation. In: K.D. Black (ed), *Environmental impacts of aquaculture*. Sheffield Academic Press: 212 p.

MARTINCIC B. (1998) - Modello di Carrying Capacity applicato alle mitilicolture in sospensione. Tesi di dottorato in acquacoltura, Università di Firenze, Pisa ed Udine.

NAVARRO E., IGLESIAS J.I.P., CAMACHO A.P., LABARTA U., BEIRAS R. (1991) - The physiological energetics of mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lmk) from different cultivation rafts in the Ria de Arosa (Galicia, N.W. Spain). *Aquaculture*, **94**: 197-212.

PRINS T.C., SMAAL A.C., DAME R.F. (1998) - A review of the feedbacks between bivalve grazing and ecosystem processes. *Aquat. Ecol.*, **31**: 349-359.

SARÀ G., MAZZOLA A. (2004) - The carrying capacity for Mediterranean bivalve suspension feeders: evidence from analysis of food availability and hydrodynamics and their integration into a local model. *Ecol. Model.*, **179** (3): 281-296.

SMAAL A.C., VAN STRALEN M., SCHUILING E. (2001) - The interaction between shellfish culture and ecosystem processes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **58** (5): 991-1002.

STENTON-DOZEY J.M.E., JACKSON L.F., BUSBY A.J. (1999) - Impact of Mussel Culture on Macrobenthic Community Structure in Saldanha Bay, South Africa. *Mar. Pollut. Bull.*, **39**: 357-366.

WEISE A.M., ARCHAMBAULT P., MCKINDSEY C.W., FRÉCHETTE M., TITA G., DESROSIERS G., ROBICHAUD P., CALLIER M., RICHARD M., HARTOG F., TOMAC J. (2003) - Bivalve Environmental Carrying Capacity Studies (BECCS): Impacts of bivalve aquaculture on the benthos. In: *Report of the National Science Workshop 2003*, Fisheries and Oceans Canada, St. John's, Newfoundland, Can. Tech. Rep., Fish. Aquat. Sci. 2530: 176 p.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 294-304

G. Caruso, L. Genovese, A. Modica[1], D. Scilipoti[1], R. La Torre[2]

CNR - Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (I.A.M.C.), Sez. di Messina,
Spianata S. Raineri, 86 – 98122 Messina, Italia.
gabriella.caruso@iamc.cnr.it
[1]Laboratorio Ambientale Syndial, Stabilimento di Priolo (SR), Italia.
[2]Centro Oceanologico Mediterraneo (CeOM) SCpA, Palermo, Italia.

PARAMETRI MICROBICI QUALI INDICATORI DELL'IMPATTO DI ATTIVITÀ DI MARICOLTURA SULL'AMBIENTE MARINO

MICROBIAL PARAMETERS AS INDICATORS OF MARICULTURE IMPACT OVER THE MARINE ENVIRONMENT

Abstract

The paper refers the results of a study aimed at evaluating the efficiency of microbial parameters (activity and abundance) as indicators of the impact of fish farming activities over the marine environment. Data obtained in water and sediment samples collected from three Sicilian mariculture sites (Castellammare, Capo d'Orlando and Sciacca) highlighted that all the microbial parameters considered were suitable in environmental impact assessment. Both microbial activity rates and abundances showed significant increases in their values at cage stations, providing evidence of the mariculture impact over the pelagic and benthic compartments. Results obtained encouraged the use of microbial parameters as indicators in fish farming monitoring.

Key-words*: marine aquaculture, environmental impact, indicators, enzymatic activity, bacteria.*

Introduzione

Il recente proliferare di iniziative di maricoltura ha determinato un crescente interesse verso le possibili alterazioni determinate nell'ambiente marino dalle attività di allevamento. Il verificarsi di un impatto ambientale dipende dall'immissione nelle acque di elevate quantità di nutrienti e reflui ad elevato contenuto organico, composti da residui di mangime non consumato, feci ed escreti degli organismi allevati (Rosenthal *et al*., 1987). Numerosi studi hanno affrontato la problematica relativa all'impatto ambientale in termini di risposta strutturale dell'ecosistema alla presenza di un fattore perturbativo, principalmente a livello del comparto bentonico (Danovaro *et al*., 2003, 2004); poche indagini hanno invece riguardato i risvolti dal punto di vista della funzionalità ecologica (La Rosa *et al*., 2002; Vezzulli *et al*., 2002). La necessità di individuare parametri descrittori di impatto è stata peraltro sottolineata da più parti, anche a livello europeo (Zenetos *et al*., 2002; Mirto e Danovaro, 2004). L'idrolisi dei polimeri naturali mediata dagli enzimi extracellulari microbici è riconosciuta come un processo fondamentale nella trasformazione della materia organica negli ecosistemi acquatici (Chrost, 1990). Studi recenti (Caruso, 2002; La Rosa *et al*., 2001a, 2001b; Vezzulli *et al*., 2002) hanno suggerito come l'abbondanza in batteri eterotrofi ed i tassi di attività enzimatica microbica subiscano importanti variazioni per effetto di attività di maricoltura, per cui essi possono rappresentare parametri efficaci per monitorare in maniera indiretta l'entità dell'impatto derivante dalle pratiche produttive.

Nell'ambito del programma di ricerca multidisciplinare "Sviluppo e sperimentazione di tecniche e tecnologie di maricoltura offshore" coordinato dal CeOM è

stata condotta in tre diversi siti del bacino Mediterraneo (Castellammare del Golfo, Capo d'Orlando e Sciacca) sedi di maricoltura, una indagine sulle matrici acqua e sedimento, al fine di definire l'efficacia di parametri relativi alla abbondanza e alla funzionalità della comunità microbica eterotrofica quali indicatori di impatto. In particolare, sono state stimate le velocità di idrolisi enzimatica extracellulare sulle proteine, polisaccaridi e fosfati organici e la concentrazione di batteri eterotrofi totali; per confronto, sono stati presi in esame anche il contenuto in materia organica particellata (POM) e della sua frazione biopolimerica (proteine, carboidrati e lipidi). Gli obiettivi dello studio sono stati: 1) rilevare la natura ed entità delle variazioni nella distribuzione dei parametri esaminati riferibili alle attività produttive e 2) identificare, dal confronto fra parametri chimici e microbici, il parametro che meglio si presta per determinare l'impatto della maricoltura sull'ambiente marino.

Materiali e metodi

Nel corso del 2000-2001 sono state sottoposte ad indagine tre aree marine siciliane, sedi di attività di maricoltura. In due di esse, Castellammare del Golfo (sito A) e Capo d'Orlando (sito B), localizzate rispettivamente lungo il versante tirrenico nord-occidentale e nord-orientale, sono stati avviati degli impianti pilota, mentre nella terza (Sciacca, sito C), situata nel versante sud-occidentale dell'isola, è stata intrapresa una attività di allevamento in gabbie off-shore in un impianto produttivo già esistente (Sicily Fish Farm). I controlli microbiologici sono stati eseguiti su campioni di acqua (quota 0 m) e di sedimento (strato superficiale, 0-1 cm). Per ciascuno dei siti A e B sono state campionate quattro stazioni nelle immediate vicinanze delle strutture di allevamento (denominate stazioni gabbia) e due stazioni distanti 1 Km dalle gabbie, considerate come stazioni controllo. Sono stati effettuati un totale di 4 campionamenti, di cui la metà al momento dell'installazione delle gabbie, in primavera e in estate (sito A: maggio e giugno 2000; sito B: maggio e luglio 2000), ed i rimanenti due un anno più tardi, quando l'impianto era già in fase produttiva. Nel sito C sono stati eseguiti solo due prelievi, in luglio 2000 (fase di pre-impatto) e in luglio 2001 (fase di post-impatto), campionando 3 stazioni gabbia.

Sui campioni sono state determinate le seguenti attività enzimatiche extracellulari: leucin aminopeptidasi (LAP), β-glucosidasi (β-GLU), e fosfatasi alcalina (AP), che intervengono nella decomposizione di proteine, polisaccaridi e fosfati, rispettivamente. Le misure sono state condotte per via fluorimetrica, adoperando substrati fluorogenici specifici (Caruso e Zaccone, 2000; Zaccone e Caruso, 2002). I campioni di sedimento sono stati sottoposti a preliminare risospensione e diluizione in acqua di mare sterile, secondo quanto descritto da Caruso (2002). I valori di velocità di idrolisi enzimatica sono stati riportati per le acque in nM h^{-1}; per i sedimenti, essi sono stati riferiti al peso secco e riportati in μM h^{-1}. Il conteggio dei batteri eterotrofi coltivabili (CFU) è stato eseguito su piastre di terreno Marine agar 2216 (Difco) incubate a 22 °C per 7 giorni; i valori sono stati espressi in unità formanti colonia (Colony Forming Units, CFU). Il contenuto in materia organica particellata (POM) è stato valutato mediante CHN analyser (Iseki *et al*., 1987). La composizione biochimica della POM relativamente alla sua frazione biopolimerica [proteine (PRT), carboidrati (CHO), e lipidi (LIP)] è stata determinata in accordo ai metodi di Hartree (1972), Dubois *et al*. (1956), Bligh and Dyer (1959) e Marsh e Weinstein (1966), rispettivamente.

I dati ottenuti per ciascun parametro, nella matrice acqua e nel sedimento,

sono stati normalizzati mediante trasformazione logaritmica e sottoposti ad analisi della varianza (ANOVA), per valutare la significatività degli effetti legati ai fattori *tempo* (confronto fra fasi di pre-impatto e post-impatto) e *spazio* (confronto fra stazioni gabbia e stazioni controllo). Entro ciascun sito è stato calcolato il coefficiente di correlazione *r* di Pearson fra parametri microbici e biochimici.

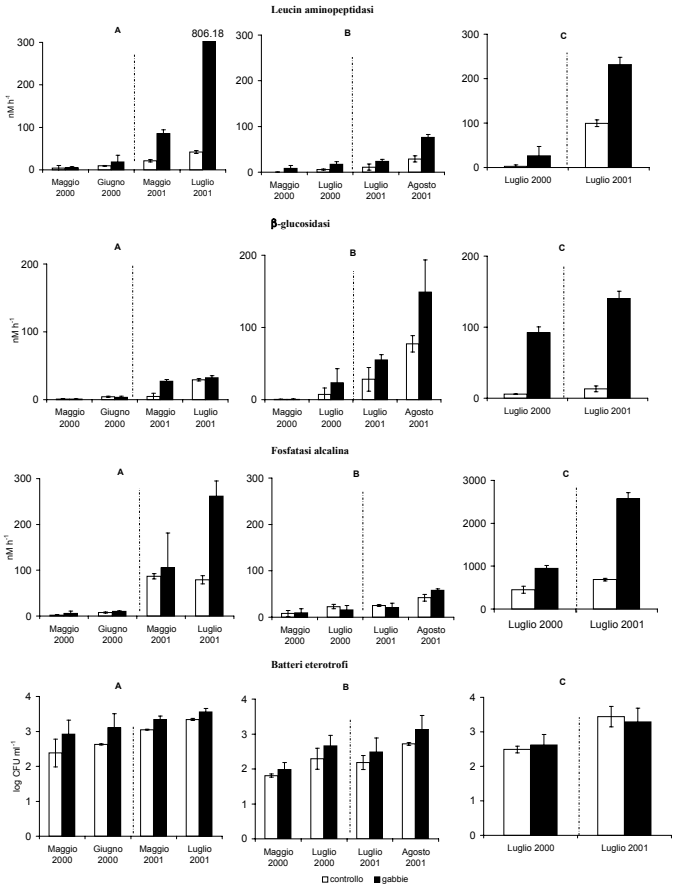


Fig. 1 - A) Matrice acqua. Valori medi±s.d. delle velocità di idrolisi enzimatica e conteggi microbici ottenuti su scala temporale nelle stazioni gabbia e controllo dei siti A (Castellammare del Golfo), B (Capo d'Orlando) e C (Sciacca). La linea tratteggiata separa il periodo di pre-impatto da quello di post-impatto.

A) Water. Mean values±s.d. of enzyme hydrolysis rates and microbial counts obtained during time at cage and control stations of sites A (Castellammare Gulf), B (Capo d'Orlando) and C (Sciacca). The dotted line separates the pre-impact period from the post-impact one.

Risultati

I dati ottenuti in ogni sito esaminato vengono di seguito riportati distinguendo fra le matrici acqua e sedimento separatamente. In Tab. 1 è riportato l'intervallo di variazione dei valori medi di attività e densità microbica rilevati nelle due matrici.

Comparto pelagico

I valori medi di temperatura registrati nei tre siti sono risultati compresi nelle stazioni gabbia fra 17.80 e 26.16 °C, 26.03 e 27.02 °C, 18.70 e 20.99 °C, a Castellammare, Capo d'Orlando e Sciacca, rispettivamente; quelli di salinità sono variati fra 36.24 e 37.72‰, fra 37.86 e 38.00‰, e fra 36.35 e 37.80‰, rispettivamente. La Fig. 1A illustra i valori medi di attività enzimatica ed i conteggi batterici ottenuti su base temporale a livello del comparto pelagico, per ciascuno dei tre siti A, B e C, separatamente nelle stazioni controllo e gabbia; il contenuto medio di POM e delle sue frazioni (PRT, CHO, LIP) misurato durante il periodo sperimentale nei tre siti A, B, C è riportato nella Fig. 1B.

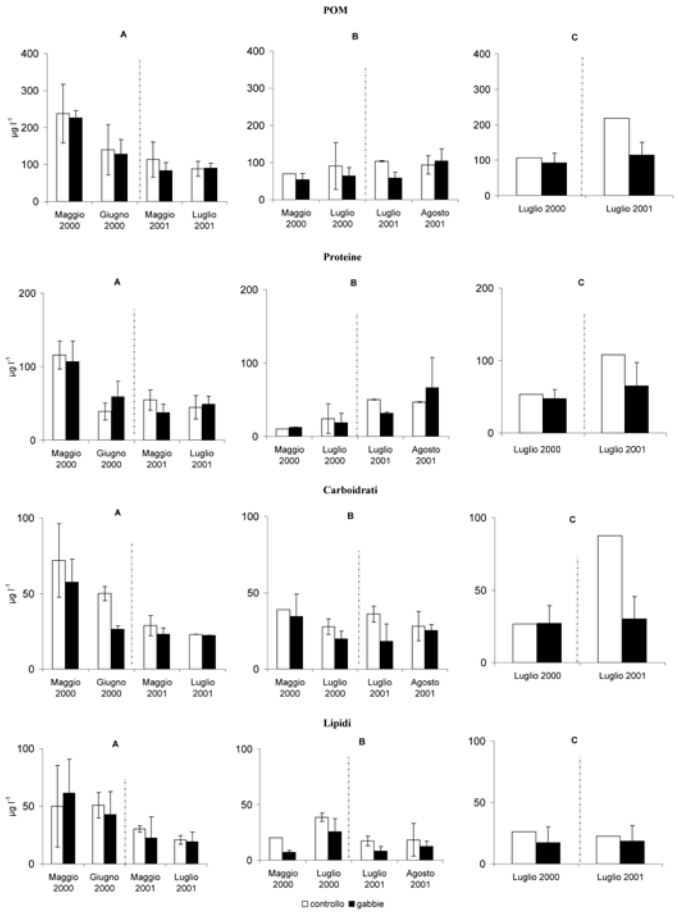


Fig. 1 - B) Matrice acqua. Valori medi±s.d. di particellato organico (POM) e delle sue frazioni biopolimeriche (proteine, carboidrati, lipidi) ottenuti su scala temporale nelle stazioni gabbia e controllo dei siti A (Castellammare del Golfo), B (Capo d'Orlando) e C (Sciacca). La linea tratteggiata separa il periodo di pre-impatto da quello di post-impatto.

B) Water. Mean values±s.d. of particulate organic matter (POM) and its biopolimeric fractions (proteins, carbohydrates, lipids) obtained during time at cage and control stations of sites A (Castellammare Gulf), B (Capo d'Orlando) and C (Sciacca). The dotted line separates the pre-impact period from the post-impact one.

La distribuzione dei dati relativi alle potenzialità metaboliche esplicate dalla comunità microbica sulla materia organica e dei valori di particellato organico ha evidenziato una spiccata variabilità in relazione al sito indagato. Nel sito A le velocità potenziali di idrolisi enzimatica microbica e la densità in batteri eterotrofi hanno presentato durante tutto il periodo di studio valori mediamente più elevati nelle stazioni gabbia, rispetto alle stazioni controllo (Fig. 1A, Tab. 1). Differenze spaziali significative sono state rilevate solo per LAP ($F=5.98$, $P<0.05$) e CFU ($F=11.37$, $P<0.01$). Variazioni significative fra le fasi pre- e post-impatto sono state osservate nei valori medi di LAP e AP, enzimi particolarmente attivi in questo sito, con un incremento nelle stazioni gabbia pari a circa 38 e 23 volte rispetto al valore iniziale ($F=7.12$, 19.86, $P<0.01$, rispettivamente). Anche per i parametri β-GLU e CFU è stato osservato nelle stazioni gabbia un aumento spiccato dei valori medi nel tempo ($F=8.34$, 7.87, $P<0.01$, rispettivamente), a conferma di un impatto significativo delle attività di maricoltura e di una pronta risposta dei microrganismi all'input organico in termini di attività e di densità.

I valori medi di POM hanno fatto rilevare nel sito A un elevato contenuto in particellato organico (Fig. 1B), che è risultato generalmente più elevato, anche se non significativamente, a livello delle stazioni controllo rispetto alle stazioni gabbia (Tab. 1). Simile andamento ha presentato la frazione biopolimerica, con concentrazioni medie di PRT, CHO e LIP maggiori nelle stazioni controllo e valori generalmente più bassi, ma non significativamente rispetto alle stazioni controllo, nelle stazioni gabbia (Tab. 1). Su scala temporale la distribuzione dei valori relativi ai parametri biochimici ha presentato picchi durante il periodo primaverile e differenze interannuali significative, con una riduzione ($F=10.87$, 6.23, 6.36, $P<0.01$, per POM, PRT e CHO) dal periodo di pre-impatto a quello di post-impatto. Tale risultato potrebbe essere messo in relazione all'aumento di LAP ($r=–0.82$, $P<0.01$, $n=8$ con POM) e di β-GLU ($r=–0.63$, $P<0.05$, $n=8$ con POM), suggerendo un rapido consumo di materia organica da parte della comunità microbica.

Nel sito B (Fig. 1A), la concentrazione in batteri eterotrofi e le velocità di idrolisi enzimatica, fatta eccezione per l'enzima β-GLU, particolarmente attivo in questo sito, hanno presentato durante tutto l'esperimento valori medi più ridotti rispetto al sito A. Essi sono risultati generalmente maggiori nelle stazioni gabbia in confronto alle stazioni controllo (Tab. 1). Sono state osservate variazioni significative su scala spaziale per LAP e CFU ($F=6.31$ e 5.64, $P<0.05$ rispettivamente). I valori ANOVA hanno confermato un incremento interannuale significativo per tutti i parametri microbici ($F=4.83$, 5.04, 4.50, $P<0.05$, per LAP, AP e CFU), ed in particolare per β-GLU ($F=24.83$, $P<0.01$), segno di un impatto conseguente alla presenza delle gabbie.

Relativamente ai parametri biochimici, le concentrazioni medie di POM misurate nel sito B sono apparse più ridotte rispetto al sito A, sia nelle stazioni controllo che gabbia (Fig. 1B, Tab. 1). Il sito B ha presentato, in confronto con i siti A e C, i valori minimi assoluti di PRT nelle stazioni controllo. Valori minimi rispetto agli altri siti sono stati registrati anche per CHO e LIP, senza differenze significative su scala spaziale (Tab. 1). L'andamento temporale dei valori ha evidenziato un incremento di POM ed in particolare della frazione proteica, come dimostrato dall'ANOVA ($F=6.83$, $P<0.01$ per PRT fra periodi pre- e post-impatto), indicando un arricchimento delle acque per effetto dei reflui organici rilasciati; più omogenee e senza variazioni temporali significative sono apparse le distribuzioni dei valori di CHO e LIP.

Il sito C è apparso caratterizzato da picchi di AP e β-GLU e da valori di LAP intermedi rispetto ai siti A e B (Fig. 1A). Analogamente agli altri siti, tutti i parametri microbici, compresa la concentrazione in batteri eterotrofi, sono risultati maggiori a livello delle stazioni gabbia, rispetto ai valori determinati nelle stazioni controllo (Tab. 1). Differenze significative su scala spaziale sono state registrate solo per l'enzima AP ($F=8.24$, $P<0.05$), mentre un aumento interannuale significativo dei valori è stato confermato per LAP, AP e CFU ($F=15.23$, $P<0.01$; 6.34, $P<0.05$; 16.49, $P<0.01$ rispettivamente).

Tab. 1 - Intervallo di variazione dei valori medi dei parametri misurati nelle matrici acqua e sedimento delle aree esaminate, separatamente nelle stazioni controllo e gabbia.

Range of variation of the mean values of the parameters measured in the water and sediments of the areas studied, at the control and cage stations, separately.

Aree	Parametro	Acqua		Parametro	Sedimento	
		controllo	gabbia		controllo	gabbia
Castellammare del Golfo	LAP (nM h^{-1})	4.38 - 41.86	4.69 - 806.18	LAP (µM h^{-1})	0.31 - 1.07	1.02 - 3.03
	β-GLU (nM h^{-1})	0.76 - 29.19	0.77 - 32.24	β-GLU (µM h^{-1})	0.86 - 3.53	0.68 - 2.75
	AP (nM h^{-1})	2.20 - 86.78	5.72 - 261.71	AP (µM h^{-1})	1.26 - 21.71	1.41 - 24.14
	CFU (CFU ml^{-1})	2.40×10^2 - 2.20×10^3	8.35×10^2 - 3.65×10^3	CFU (CFU g^{-1})	2.25×10^3 - 1.08×10^4	7.49×10^3 - 1.63×10^5
	POM (µg l^{-1})	88.51 - 237.38	83.17 - 225.63	POM (µg g^{-1})	911.05 - 1119.77	1529.63 - 3025.03
	PRT (µg l^{-1})	38.98 - 115.53	37.50 - 106.84	PRT (µg g^{-1})	634.94 - 685.86	885.41 - 2366.99
	CHO (µg l^{-1})	22.92 - 71.94	22.34 - 57.57	CHO (µg g^{-1})	200.40 - 262.05	453.31 - 482.13
	LIP (µg l^{-1})	20.92 - 50.83	19.10 - 61.23	LIP (µg g^{-1})	72.72 - 171.87	162.10 - 204.74
Capo d'Orlando	LAP (nM h^{-1})	0.15 - 28.97	8.52 - 76.33	LAP (µM h^{-1})	0.48 - 12.40	2.01 - 27.64
	β-GLU (nM h^{-1})	0.42 - 77.46	0.51 - 148.85	β-GLU (µM h^{-1})	0.27 - 4.61	1.07 - 7.82
	AP (nM h^{-1})	8.06 - 42.03	9.54 - 58.30	AP (µM h^{-1})	2.94 - 12.65	10.50 - 145.60
	CFU (CFU ml^{-1})	1.57×10^2 - 5.72×10^2	9.6×10^1 - 1.35×10^3	CFU (CFU g^{-1})	9.80×10^2 - 3.99×10^3	6.20×10^2 - 1.48×10^4
	POM (µg l^{-1})	69.22 - 103.48	53.65 - 103.29	POM (µg g^{-1})	310.13 - 1001.44	243.61 - 617.45
	PRT (µg l^{-1})	10.01 - 50.16	12.32 - 66.29	PRT (µg g^{-1})	369.78 - 787.43	84.85 - 369.69
	CHO (µg l^{-1})	27.83 - 38.97	18.22 - 34.45	CHO (µg g^{-1})	159.88 - 236.45	111.50 - 121.11
	LIP (µg l^{-1})	17.24 - 38.39	6.89 - 25.54	LIP (µg g^{-1})	54.13 - 203.90	37.66 - 136.27
Sciacca	LAP (nM h^{-1})	2.95 - 99.61	26.28 - 231.67	LAP (µM h^{-1})	0.11 - 9.30	0.95 - 19.32
	β-GLU (nM h^{-1})	5.64 - 13.22	91.99 - 140.32	β-GLU (µM h^{-1})	0.77 - 4.30	3.40 - 10.11
	AP (nM h^{-1})	451.12 - 688.37	950.84 - 2572.20	AP (µM h^{-1})	14.15 - 35.26	21.96 - 111.12
	CFU (CFU ml^{-1})	3.10×10^2 - 2.75×10^3	4.17×10^2 - 1.95×10^3	CFU (CFU g^{-1})	1.18×10^3 - 2.57×10^3	1.52×10^3 - 5.50×10^3
	POM (µg l^{-1})	105.96 - 218.13	91.93 - 113.90	POM (µg g^{-1})	4680.38	5052.95
	PRT (µg l^{-1})	53.22 - 107.93	47.51 - 65.14	PRT (µg g^{-1})	3335.68	3283.19
	CHO (µg l^{-1})	26.72 - 87.59	27.04 - 30.19	CHO (µg g^{-1})	1204.45	1344.81
	LIP (µg l^{-1})	22.61 - 26.02	17.38 - 18.57	LIP (µg g^{-1})	140.18	257.22

Abbreviazioni: leucin aminopeptidasi (LAP), β-glucosidasi (β-GLU), fosfatasi alcalina (AP), batteri eterotrofi coltivabili (CFU), materia organica particellata (POM), proteine (PRT), carboidrati (CHO), lipidi (LIP)

Per quanto riguarda i parametri biochimici (Fig. 1B), nel sito C le concentrazioni di POM sono risultate di ordine di grandezza intermedio fra quelle misurate nei siti A e B, mentre sono stati registrati valori massimi di PRT e CHO, a livello delle stazioni controllo (Tab. 1). Non sono state rilevate variazioni significative su scala temporale o spaziale.

Comparto bentonico

La Fig. 2A riporta i valori medi di attività enzimatica ed i conteggi batterici relativi al comparto bentonico, determinati nel periodo di studio nei tre siti A, B e C, nelle stazioni controllo e gabbia; la concentrazione media di POM e delle sue frazioni (PRT, CHO, LIP) stimata nei tre siti A, B, C è mostrata nella Fig. 2B.

I valori medi di attività enzimatica registrati nella matrice sedimento sono risultati superiori di tre ordini di grandezza rispetto a quelli rilevati nella matrice acqua; in particolare, il sito A (Fig. 2A) è stato caratterizzato da un elevato con-

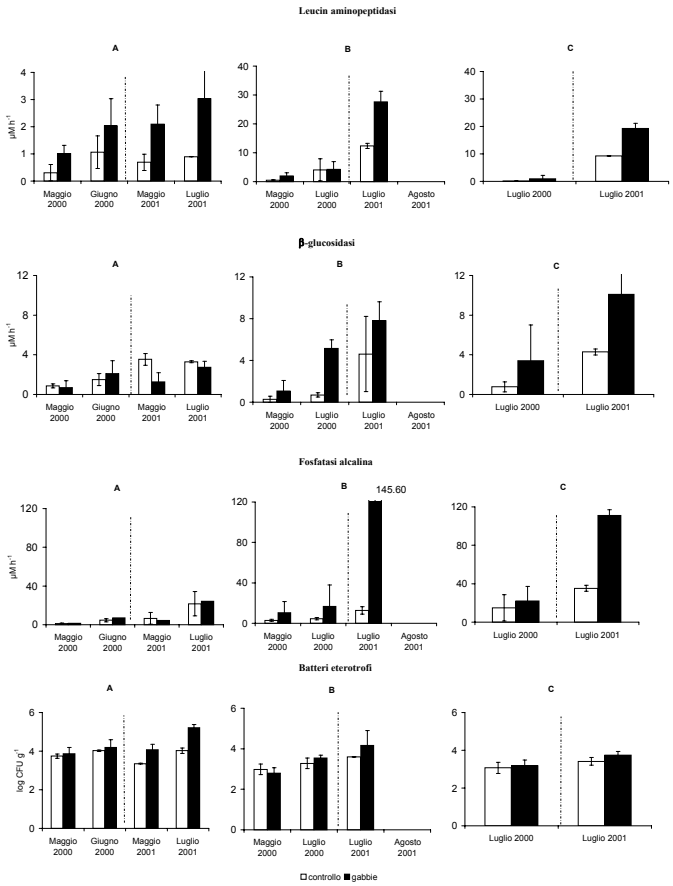


Fig. 2 - A) Matrice sedimento. Valori medi±s.d. delle velocità di idrolisi enzimatica e conteggi microbici ottenuti su scala temporale nelle stazioni gabbia e controllo dei siti A (Castellammare del Golfo), B (Capo d'Orlando) e C (Sciacca). La linea tratteggiata separa il periodo di pre-impatto da quello di post-impatto.

A) Sediment. Mean values±s.d. of enzyme hydrolysis rates and microbial counts obtained during time at cage and control stations of sites A (Castellammare Gulf), B (Capo d'Orlando) and C (Sciacca). The dotted line separates the pre-impact period from the post-impact one.

tenuto in AP, con velocità di idrolisi maggiori, pur se non significativamente, a livello delle stazioni gabbia in confronto ai valori determinati nelle stazioni controllo (Tab. 1). Analoga distribuzione hanno presentato i valori di LAP ($F=26.77$, $P<0.01$, stazioni gabbia *verso* controllo) e CFU; modesti valori di β-GLU sono stati misurati nelle stazioni gabbia rispetto a quelli determinati nelle stazioni controllo, ma senza differenze significative (Tab. 1). Tutti i parametri microbici hanno

mostrato fra la fase di pre-impatto e quella di post-impatto un incremento nei valori di attività e di densità, significativo per AP e CFU ($F=9.31$, $P<0.01$, 3.31, $P<0.05$, rispettivamente). Il contenuto di POM determinato nel sito A è risultato maggiore a livello delle stazioni gabbia (Fig. 2B, Tab. 1), probabilmente per effetto dello scarso idrodinamismo del sito e dei bassi valori di LAP e β-GLU che hanno favorito l'accumulo di materia organica a livello del sedimento sottostante le gabbie. Le concentrazioni di POM e delle sue frazioni biopolimeriche (PRT, CHO, LIP) hanno raggiunto nelle stazioni gabbia valori pari a 3025.03 µg/g, 2366.99 µg/g, 482.13 µg/g, e 204.74 µg/g (Tab. 1). I parametri biochimici hanno presentato in

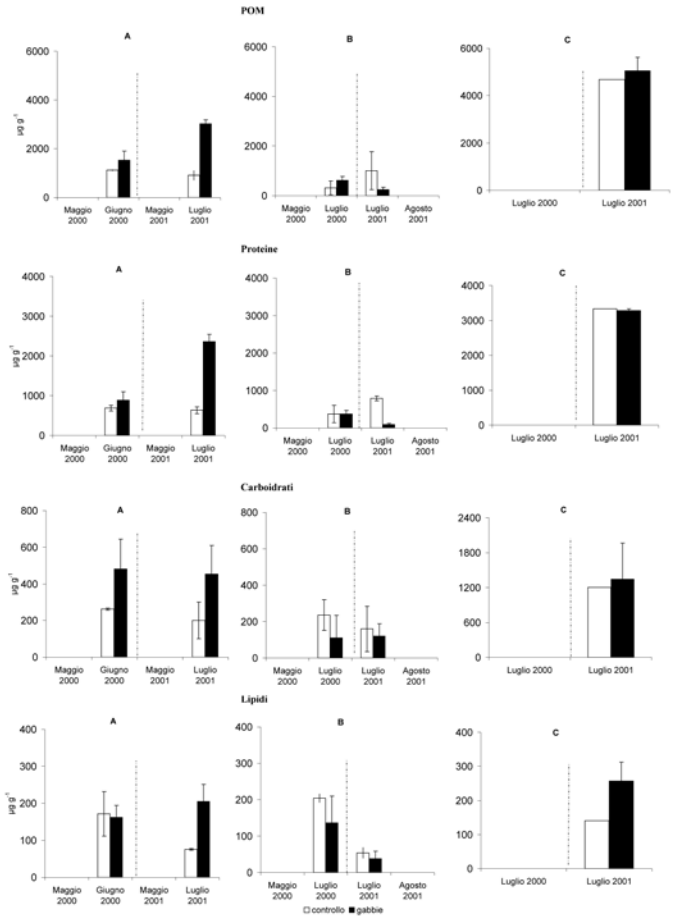


Fig. 2 - B) Matrice sedimento. Valori medi±s.d. di particellato organico (POM) e delle sue frazioni biopolimeriche (proteine, carboidrati, lipidi) ottenuti su scala temporale nelle stazioni gabbia e controllo dei siti A (Castellammare del Golfo), B (Capo d'Orlando) e C (Sciacca). La linea tratteggiata separa il periodo di pre-impatto da quello di post-impatto.

B) Sediment. Mean values±s.d. of particulate organic matter (POM) and its biopolimeric fractions (proteins, carbohydrates,lipids) obtained during time at cage and control stations of sites A (Castellammare Gulf), B (Capo d'Orlando) and C (Sciacca). The dotted line separates the pre-impact period from the post-impact one.

queste stazioni valori significativamente più elevati rispetto alle stazioni controllo ($F=12.23$, $P<0.01$, 6.26, $P<0.05$, 11.29, 10.71, $P<0.01$, per POM, PRT, CHO e LIP, rispettivamente), con aumenti interannuali non significativi all'ANOVA.

Nel sito B (Fig. 2A) i valori di LAP e AP hanno raggiunto valori superiori di un ordine di grandezza rispetto a quelli misurati nel sito A; inoltre nelle stazioni gabbia le velocità di idrolisi e le concentrazioni batteriche sono risultate sempre maggiori rispetto alle stazioni controllo (Tab. 1). Variazioni significative in relazione allo spazio sono state rilevate solo per l'enzima β-GLU ($F=9.40$, $P < 0.01$), mentre sono state osservate differenze temporali significative nella distribuzione di LAP, β-GLU e CFU ($F=10.79$, 7.82, 8.08, $P<0.01$, rispettivamente). Le concentrazioni di POM e frazioni biopolimeriche (Fig. 2B) hanno presentato in media valori da 2 (per CHO) a 3 (per PRT) volte inferiori rispetto al sito A, prevalendo talvolta nelle stazioni controllo (Tab. 1). Questo tipo di distribuzione potrebbe dipendere dal forte idrodinamismo del sito che avrebbe disperso la materia organica anche in zone non direttamente interessate dalle gabbie; inoltre, decrementi rilevati nel periodo post-impatto nei valori di PRT nelle stazioni gabbia potrebbero essere riconducibili ai maggiori valori di LAP ($r=-0.95$, $P<0.01$, $n=4$).

Nel sito C tutti i parametri microbici, ed in particolare l'enzima AP, hanno presentato valori più elevati nelle stazioni gabbia rispetto a quelli stimati nelle stazioni controllo (Fig. 2A, Tab. 1). Il sito C è stato caratterizzato da valori minimi di CFU. La distribuzione dei valori di attività e delle concentrazioni batteriche ha evidenziato incrementi temporali significativi ($F=28.36$, $P<0.01$, 8.07 e 9.94, $P<0.05$, per LAP, AP e CFU rispettivamente), confermando un impatto delle attività di maricoltura sull'ambiente bentonico. Il contenuto di POM e delle sue frazioni biopolimeriche (Fig. 2B, Tab. 1) ha mostrato valori massimi rispetto a quelli misurati negli altri siti.

Conclusioni

È noto come le attività microbiche risultino strettamente influenzate dalla disponibilità e qualità dei polimeri presenti in ambiente acquatico (Chrost, 1990); il carico organico e di nutrienti proveniente dalle pratiche produttive (fecal pellets, residui di mangime) ha pertanto indotto un incremento significativo dei processi di decomposizione della comunità microbica, che si è riflesso a sua volta in un aumento della concentrazione in batteri eterotrofi. All'avvio delle attività di maricoltura sono state rilevate, nei tre siti esaminati, variazioni significative nei parametri enzimatici, in particolare nelle velocità di idrolisi enzimatica microbica a livello delle stazioni gabbia. L'analisi della varianza eseguita sui dati rilevati nei diversi siti, ha confermato il verificarsi di significative ($P<0.01$) variazioni nella funzionalità della comunità microbica dalla fase di pre-impatto a quella di post-impatto, sia a livello pelagico che bentonico. Differenze temporali significative nei valori di attività sono state talvolta osservate anche nelle stazioni controllo, suggerendo come anche queste siano state interessate dagli effetti indotti dalle attività di maricoltura, particolarmente nel sito B, per effetto dell'elevato idrodinamismo (velocità di corrente oltre 40 cm/sec; CEOM, 2002). Le variazioni più significative nei valori dei parametri esaminati sono state rilevate nel sito A, a livello di entrambi i comparti pelagico e bentonico, e nel sito C a livello del comparto bentonico. LAP ed AP sono apparse le attività più sensibilmente influenzate dall'avvio delle attività di allevamento, probabilmente per effetto di cambiamenti

nei profili metabolici della flora microbica verificatisi al variare delle condizioni ambientali. Alla diversità di vari siti sulla base dei livelli di attività non è corrisposta una altrettanto evidente diversità nei valori di densità batterica, che ha presentato valori abbastanza omogenei fra le tre aree.

Il confronto tra la densità e la funzionalità microbica e il contenuto di materia particellata e della sua frazione biopolimerica ha messo in luce per le variabili microbiche una risposta più direttamente correlata alla presenza del fattore di disturbo, rispetto ai parametri relativi al contenuto in materia organica; ciò è stato riscontrato in tutti i siti esaminati. Le velocità di idrolisi enzimatica stimate sono risultate confrontabili per ordine di grandezza con quelle determinate in aree eutrofiche (Adriatico Settentrionale, Caruso e Zaccone, 2000; Zaccone e Caruso, 2002), evidenziando la presenza di input alloctoni provenienti dalle gabbie. Tuttavia, i dati di POM sono variati in un range tipico di aree mediterranee (Finenko e Zaika, 1970), presentando, nelle acque di Castellammare del Golfo, una variabilità probabilmente imputabile ad un effetto stagionale (maggio 2000, $r=0.786$, $P<0.05$, $n=6$ con la temperatura). Generalmente, non sono stati segnalati evidenti fenomeni di accumulo di materia organica; tale risultato suggerirebbe la labilità degli apporti organici, che, prontamente degradati, non hanno creato problemi di incompatibilità con l'assetto ambientale. Peraltro è ipotizzabile che una pronta azione di degradazione microbica, come indicato dalla correlazione inversa fra velocità di idrolisi e contenuto in particellato organico, possa avere determinato talvolta una sorta di "mascheramento" degli input a livello delle stazioni gabbia, o che la comunità microbica abbia risposto ad un arricchimento delle acque in termini di componente organica disciolta piuttosto che particellata.

L'indagine condotta ha inoltre sottolineato l'importanza di includere il monitoraggio della colonna d'acqua congiuntamente alle valutazioni mirate al comparto bentonico. I risultati ottenuti nel corso dello studio hanno suggerito come i parametri connessi alla comunità microbica possano rappresentare indicatori sensibili, già in uno stadio precoce, di variazioni avvenute a livello dei comparti ambientali. Le procedure analitiche di determinazione offrono peraltro indubbi vantaggi in termini di rapidità di risposta e basso costo. La stima di parametri microbici quali descrittori dello stato ambientale può pertanto essere proposta come un nuovo approccio che può trovare utile applicazione in protocolli per il monitoraggio delle interazioni fra le strutture produttive e l'ambiente, in accordo a quanto indicato da studi precedenti (Caruso, 2002; Vezzulli *et al*., 2002).

Summary

In order to study the effect of fish farming on the marine environment, the microbial enzyme activity rates and heterotrophic bacterial densities were investigated in three Mediterranean sites designated for mariculture, in comparison with the amount of particulate organic matter content and of its bio-polymeric fractions (proteins, carbohydrates, lipids). Microbial activities were measured on water and sediment samples by using fluorogenic substrates specific for leucine aminopeptidase, β-glucosidase and alkaline phosphatase; bacterial counts were determined by Marine agar plates.

Comparison of activity and abundance values obtained before and after the start of fish farming showed that mariculture mainly affected the levels of microbial activities; enzyme rates were significantly enhanced both in water and sediments, reaching an increase of about 38 times for leucine aminopeptidase in the waters of Castellammare Gulf. Significant variations, but at a lower extent than those observed for enzyme rates, were recorded after mariculture in the heterotrophic bacterial density, both in water and sediment. Effects induced by fish farming appeared to be extended not only to stations in which cages were located, but also to control sites far from the direct influence of the cages.

Bibliografia

BLIGH E.G., DYER W. (1959) – A rapid method for total lipid extraction and purification. *Can. J. Biochem. Physiol.*, **37**: 911-917.

CARUSO G., ZACCONE R. (2000) – Estimates of leucine aminopeptidase activity in different marine and brackish environments. *J. Appl. Microbiol.,* **89**: 951-959.

CARUSO G. (2002) - Extracellular enzymatic activities in water and sediment: first evaluation in three sites designated for mariculture. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit. (CIESM)*, **36**: 186.

CEOM (2002) – *Studio di Impatto Ambientale nei nodi operativi di Castellammare del Golfo, Sciacca e Capo d'Orlando*. Progetto "Sviluppo e sperimentazione di tecniche e tecnologie di maricoltura off-shore", Rapporto finale: 1-200.

CHROST R.J. (1990) – Microbial ectoenzymes in aquatic environments. In: Overbeck J., Chrost R.J. (eds), *Aquatic microbial ecology: biochemical and molecular approaches*. Springer-Verlag, New York: 47-78.

DANOVARO R., CORINALDESI C., LA ROSA T., LUNA G.M., MAZZOLA A., MIRTO S., VEZZULLI L., FABIANO M. (2003) – Aquaculture impact on benthic microbes and organic matter cycling in coastal Mediterranean sediments: a synthesis. *Chem. Ecol.,* **19**: 59-65.

DANOVARO R., GAMBI C., LUNA G.M., MIRTO S. (2004) – Sustainable impact of mussel farming in the Adriatic Sea (Mediterranean Sea): evidence from biochemical, microbial and meiofaunal indicators. *Mar. Pollut. Bull.,* **49**: 325-333.

DUBOIS M., GILLES K., HAMILTON J.K., REBERS P.A., SMITH F. (1956) - Colorimetric method for determination of sugar and related substances. *Analyt. Chem.*, **28**: 350-356.

FINENKO Z.Z, ZAIKA V.E. (1970) – Particulate organic matter and its role in the productivity of the sea. In: Steele J.H. (ed), *Marine Food Chains*. Oliver and Boyd, Edinburgh: 32-44.

HARTREE E.F. (1972) – Determination of proteins: a modification of the Lowry method that gives a linear photometric response. *Analyt. Biochem.*, **48**: 422-427.

ISEKI K., MACDONALD R.W., CARMACK E. (1987) – Distribution of particulate matter in the south-eastern Beaufort Sea in late summer. *Proc. NIPR Symp. Polar Biol.,* **1**: 35-46.

LA ROSA T., MIRTO S., MARINO A., ALONZO V., MAUGERI T.L., MAZZOLA A. (2001a) – Heterotrophic bacteria community and pollution-indicators of mussel-farm impact in the Gulf of Gaeta (Tyrrhenian Sea). *Mar. Environ. Res.,* **52**: 301-321.

LA ROSA T., MIRTO S., MAZZOLA A., DANOVARO R. (2001b) – Differential response of benthic microbes and meiofauna to fish-farm disturbance in coastal sediments. *Environ. Poll.*, **112**: 427-434.

LA ROSA T., MIRTO S., FAVALORO E., SAVONA B., SARÀ G., DANOVARO R., MAZZOLA A. (2002) – Impact on the water column biogeochemistry of a Mediterranean mussel and fish farm. *Water Res.*, **36**: 251-259.

MARSH J.B., WEINSTEIN W.J. (1966) – A simple charring method for determination of lipids. *J. Lip. Res.,* **7**: 574-576.

MIRTO S., DANOVARO R. (2004) – Ecological indicators of fish-farming impact in the Mediterranean Sea: a synthesis and future perspectives. Incontro scientifico congiunto CONISMA-AIOL, Terrasini (PA), 18-22 ottobre 2004.

ROSENTHAL H., WESTON D., GOWEN R, BLACK E. (1987) – Report of the *ad hoc* study group on "Environmental impact of Mariculture". *ICES Statutory Meeting*, CM, 1897/F:2.

VEZZULLI L., CHELOSSI E., RICCIARDI G., FABIANO M. (2002) – Bacterial community structure and activity in fish farm sediments of the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Aquac. Int.,* **10**: 123-141.

ZACCONE R., CARUSO G. (2002) – Microbial hydrolysis of polysaccharides and organic phosphates in the northern Adriatic Sea. *Chem. Ecol.*, **18**: 85-94.

ZENETOS A., STREFTARIS N., LARSEN L.H. (2002) – An indicator-based approach to assessing the environmental performance of European marine fisheries and aquaculture. European Environmental Agency, Technical Report 87, Copenhagen, 2002.

Studio finanziato dal Parco Scientifico e Tecnologico della Sicilia su fondi del Ministero dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca (MIUR).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 305-309

S. Focardi, I. Corsi, A. Iacocca, M. Buzzi, M. Miccoli

Dipartimento di Scienze Ambientali "G. Sarfatti", Università di Siena,
Via Mattioli, 4 - 53100 Siena, Italia.
focardi@unisi.it

NEW SPECIES IN THE BIOREMEDIATION OF SEA FARMING IMPACT: DRUG TOLERANCE AND DETOXIFICATION CAPABILITIES TOWARDS XENOBIOTICS

NUOVE SPECIE NELLA BIOREMEDIAZIONE APPLICATA ALL'IMPATTO DELLE GABBIE A MARE: TOLLERANZA AI FARMACI E CAPACITÀ DETOSSIFICANTI GLI XENOBIOTICI

Abstract

*Specimens of blue mussel (*Mytilus galloprovincialis *Lamarck, 1819), fan-worm (*Sabella spallanzanii *Gmelin, 1791) and demosponge (*Spongia officinalis *L., 1759) were tested for their sensitivity to aquaculture drug and their detoxification capabilities of contaminants accidentally present in fish feed and in the natural environment. Cholinesterase (ChE) activities and cytochrome P450 enzymes were investigated and all species showed high tolerance to selected drug and high detoxification capabilities, which promote their application as bioremediator species of sea farming impact.*

Key-words: *bioremediation, xenobiotics, invertebrates, biomarkers, tolerance.*

Introduction

Sustainable and long-term growth of the aquaculture industry should involve both ecologically sound practices and appropriate resource management. Land-based and mariculture facilities can produce polluting wastes consisting primarily of nutrient excess, fish faeces and uneaten food. Impacts have been raising concern and are currently under investigation to define appropriate risk assessment and management procedures such as bioremediation (Karakassis *et al*., 2000). Nutrient load can be reduced by means of an integrated system in which combined use of bivalves, macroalgae, bacteria and even polychaete and sponge can be employed (Neori *et al*., 2002). Nevertheless, in order to be used as a bioremediator, the candidate species should possess high tolerance to drugs or contaminants used or accidentally release in the sea farming process (Costello *et al*., 2001; Hites *et al*., 2004). The aim of the present study is to investigate the sensitivity of three candidate bioremediator species to organophosphate drugs and the detoxification capabilities towards dioxins and other aromatic and chlorinated hydrocarbons by the application of selected biomarkers of exposure.

Materials and methods

Specimens of the Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819), the Mediterranean fun-worm (*Sabella spallanzanii* Gmelin, 1791) and demosponge (*Spongia officinalis* L., 1759) were collected in October 2003 from Porto Cesareo (Lecce) and shipped to the laboratory in oxygenated water tank. Cholinesterases (ChEs) activity and sensitivity to organophosphate (OP) drugs

were tested *in vitro* by using whole animal homogenates and Acetylthiocholine (ASCh) as substrate at 1 mM according to the method of Ellman *et al*. (1961). Cytochrome P450 enzymes activity were investigated in digestive gland and whole animal microsomal fraction of mussel, fun-worm and sponge respectively as NAD(P)H-ferricyanide and cytochrome c reductases according to Livingstone and Farrar (1984) and UDP glucuronyltransferase activity (UDPGT) according to Aitio *et al*. (1974). Total proteins were measured according to Bradford (1976). All assays were carried out in duplicate and results expressed as mean ± standard deviation. Statistical analyses were carried out using Statistica 5.1 software (StatSoft, USA). Significant differences between enzymatic values were assessed using the non-parametric Student's *t*-test throughout the data and results were considered as statistically significant at $p<0.05$.

Results

All species showed detectable ChE activities by using ASCh as substrate with similar ChE vs. ASCh activities (Tab. 1) in sponge and mussel and significant higher values in the fan-worm ($p<0.05$). Regarding their sensitivity to OP exposure, the *in vitro* assays performed with Fenitrothion, DFP and the aquaculture

Tab. 1 - ChE vs ASCh activity (nmol min^{-1} mg $prot^{-1}$) in the three species. Data reported as mean and standard deviation (±SD).
Attività ChE vs ASCh (nmol min^{-1} mg $prot^{-1}$) nelle tre specie in studio. Dati mostrati come media e deviazione standard (±SD).

Species	ChE vs ASCh activity
M. galloprovincialis	6.5 ± 0.7
S. spallanzanii	24.12 ± 12.56
S. officinalis	5.87 ± 1.2

drug Azametiphos, showed a similar behaviour for mussel and fun-worm and a different one for sponge. High tolerance to the three tested OP chemicals was evident for mussel and fan-worm in accordance with the high resistance already reported for bivalve species to these type of pesticides (Fig. 1a) while a high sensitivity was evident for sponge as shown in Fig. 1b. The high tolerance of the two filter feeders, mussel and fun-worm, might be related to the presence of specific form or ChE enzymes which do not bind OP compounds with consequent no inhibition of their colinergic role (Talesa *et al*., 2002)

On the opposite, the high sensitivity of sponge to all three OP might pose serious implications in its use as bioremediation if some peculiar features of ChE enzymes have not been already reported for this species. Past studies revealed in fact the presence of a primitive form of nervous system which functionality seems not relay on ChE enzymes (Talesa *et al*., 1996).

Regarding detoxification capabilities of these species, enzymes activities belonging to the P450 system have been detected in all species as shown in Tab. 2.

Mussel and fun-worm again showed similar detoxification capabilities both in terms of type of enzymes detected and their activities while in sponge only the

activity of two enzymes was detected and no absorbance at 450 nm: NADH ferry red and UDPGT (Tab. 2).

Tab. 2 - Cytochrome P450 enzyme activities (nmol min^{-1} mg $prot^{-1}$) in three species investigated. Data reported as mean and standard deviation (±SD).
Attività enzimatiche citocromo P450 (nmol min^{-1} mg $prot^{-1}$) nelle tre specie in studio. Dati mostrati come media e deviazione standard (±SD).

Species	NADH ferry red	NADPH cyt c	NADH cyt c	UDPGT	P450 total
M. galloprovincialis	355 ± 63.3	3.61 ± 0.92	53.89 ± 11.63	114 ± 25.69	120 ± 17.3
S. spallanzanii	180 ± 24.3	0.91 ± 0.02	24.53 ± 9.23	54.24 ± 22.3	24.5 ± 8.9
S. officinalis	183 ± 16.87	n.d.	n.d.	93.43 ± 42.44	n.d.

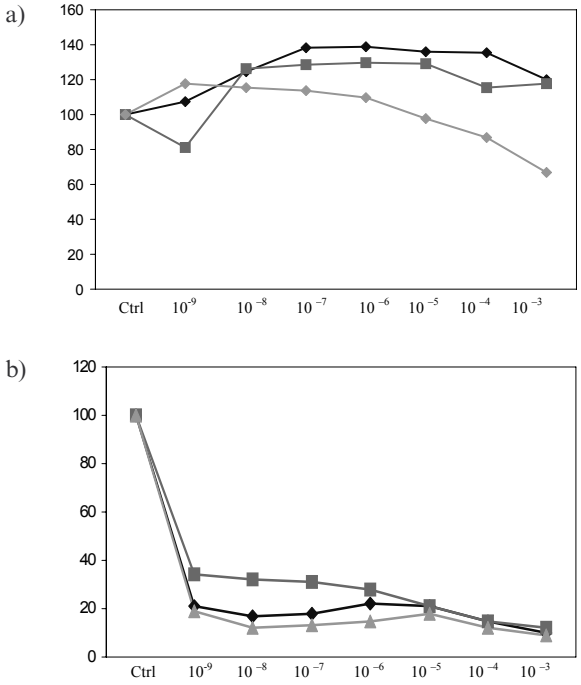


Fig. 1 - a) Inhibition curve of fun-worm and mussel ChE vs. ASCh activities co-incubated for 15 min with DFP (square), Fenitrothion (rhombus) and Azametiphos (triangle) in the 10-9–10-3 M range (Standard deviations less than 0.1, not shown in figure);
b) Inhibition curve of sponge ChE vs. ASCh activities co-incubated for 15 min with DFP (square), Fenitrothion (rhombus) and Azametiphos (triangle) in the 10-9–10-3 M range. (Standard deviations less than 0.1, not shown in figure).
a) Curva di inibizione del polichete e del mitilo relativa alle attività ChE vs. ASCh ottenute co-incubando per 15 min con DFP (quadrato), Fenitrothion (rombo) e azamethiphos (triangolo) nell'intervallo 10-9–10-3 M. (Le deviazioni standard risulta inferiori a 0,1, non sono quindi mostrate in figura); b) Curva di inibizione della spugna relativa alle attività ChE vs. ASCh ottenute co-incubando per 15 min con DFP (quadrato), Fenitrothion (rombo) e azamethiphos (triangolo) nell'intervallo 10-9–10-3 M. (Le deviazioni standard risultano inferiori a 0,1, non sono quindi mostrate in figura).

The similarities in the P450 system between mussel and fan-worm might be related to the common filter-feeding behaviour of both species, which consequently might increase the bioconcentration of a wide range of contaminants including the P450 inducers (Livingstone and Farrar, 1984).

The presence in sponge of only two P450 enzymes but at the same time the absence of the characteristic peak at 450 nm seems to suggest again a sort of primitive detoxification system in which both phase I (NADH ferryred) and phase II (UDPGT) are expressed.

Conclusions

According to the low tolerance observed in fan-worm and to the unknown role of ChE enzymes in sponge despite its high sensitivity, no neurotoxic effects might be expected in these species when exposed to OP drugs or chemicals in sea farming facilities. At the same time, the presence of detoxification enzymes probably belonging to the P450 system even in sponge suggest the presence of a defensive mechanism towards the exposure to specific class of contaminants such as dioxins or dioxins-like compound such as polychlorinated biphenyls accidentally present in old fish feed formulations and probably highly concentrated below sea cages.

Riassunto

L'obiettivo del presente studio è quello di valutare le capacità di resistenza all'inquinamento di tre invertebrati quali potenziali biorimediatori dell'impatto della maricoltura a gabbie: *Mytilus galloprovincialis, Spongia officinalis* e *Sabella spallanzanii*. La loro scelta rispecchia peculiari proprietà biorimediatrici di queste specie, in parte già note come nel caso dei mitili ed in parte in fase di sperimentazione come nel caso di *S. officinalis* e *S. spallanzanii*. Al fine di poter utilizzare queste specie nella biorimediazione è necessario valutare le loro capacità di difendersi dall'esposizione a farmaci ed eventuali inquinanti utilizzati e/o associati nelle pratiche di maricoltura. A tal fine nelle tre specie selezionate sono state valutate le attività delle colinesterasi (ChE), responsabili della trasmissione nervosa e specificamente inibite da farmaci organofosforici (OP) e composti carbammati (CB), e le attività delle monossigenasi a funzione mista citocromo P450, responsabili delle detossificazione di composti organici persistenti diossino-simili. Le attività ChE sono state testate *in vitro* in omogenati tessutali delle tre specie e i risultati ottenuti hanno rivelato una spiccata resistenza di *M. galloprovincialis* e di *S. spallanzani* a note classi di OP incluso l'azamethipos, farmaco di largo impiego negli allevamenti ittici per combattere il sea lice. Allo stesso tempo, nessun effetto anti-ChE è stato osservato nella spugna suggerendo anche in questo caso una resistenza di questa specie a farmaci OP. Le attività P450 hanno mostrato in tutte e tre le specie analizzate una chiara capacità detossificante nei confronti di inquinanti persistenti diossino-simili, testata anche su formulazioni di mangimi comunemente utilizzati per l'allevamento ittico. I risultati di questo studio sembrano quindi promuovere l'utilizzo di queste tre specie come potenziali biorimediatori, soprattutto in relazione alle capacità di detossificazione e alla dimostrata resistenza a farmaci ed inquinanti, spesso presenti al di sotto delle gabbie di maricoltura.

Acknowledgements

The Authors wish to thank Prof. Giuseppe Corriero and collaborators from the University of Bari for their scientific support during sampling operations and in the work with sponges; Prof. Adriana Giangrande and collaborators for their support with fun-worm work and Dr Giuseppe Lembo, Dr Maria Teresa Spedicato and the COISPA staff (Torre a Mare, Bari) for providing scientific and logistic support during this work.

References

AITIO A.(1974) - UDP Glucuronyltransferase activity in various rat tissue. *Int. J. Biochem.,* **5**: 325-330.

BRADFORD M.M. (1976) - A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye-binding. *Ann. Biochem.*, **72**: 248-254.

COSTELLO M.J., GRANT A., DAVIES I.M., CECCHINI S., PAPOUTSOGLOU S., QUIGLEY D., SAROGLIA M. (2001) - The control of chemicals used in aquaculture in Europe. *J. Appl. Ichthyol.*, **17**: 173-180.

ELLMAN G.L., COURTNEY K.O., ANDERS JR, FEATHERSTONE R.M. (1961) - A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharmacol.,* **7**: 88-95.

HITES R.A., FORAN J. A., CARPENTER D.O., HAMILTON M.C., KNOTH B.A., SCHWAGER S.J. (2004) - Global assessment of organic contaminant in farmed salmon. *Science*, **303**: 226-229.

KARASSIS I., TSAPAKIS M., HATZIYANNI E., PAPADOPOULOU K.-N., PLAITI W. (2000) - Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES J. Mar. Sci.*, **57**: 1462-1471.

LIVINGSTONE D.R., FARRAR S.V. (1984) - Tissue and sub cellular distribution of enzyme activities of mixed-function oxygenase and benzo[*a*]pyrene metabolism in the common mussel *Mytilus edulis* L. *Sci. Total Environ.*, **39**: 209-235.

NEORI A., SHPIGEL M., ODINTSEV V., KROM M.D. (2002) - Integrated and zero effluent mariculture technologies: the future is here. *European Aquaculture Society (Sp. Publ.)*, **32**: 372-373.

TALESA V., ROMANI R., ANTOGNELLI C., GIOVANNINI E., ROSI G. (2002) - Different expression of organophosphate-resistant Acetylcholinesterase in the bivalve mollusk *Scapharca inaequivalvis* living in three different habitats. *Environ. Toxicol. Chem.,* **21**: 102–108.

TALESA V., ROMANI R., ROSI G., GIOVANNINI E. (1996) - Presence of an Acetylcholinesterase in the Cnidarian *Actinia equina* (Anthozoa: Actinaria) and of a Thiocholine Ester-Hydrolyzing Esterase in the Sponge *Spongia officinalis* (Demospongiae: Keratosa). *Biochimie*, **79**: 397-405.

This paper was financially supported by POR Regione Puglia 2000/2006 in the framework of BIOTEL project.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 310-319

S. Porrello, M. Lenzi*, E. Persia, M. De Pirro*, P. Gennaro, I. Mercatali

Central Institute for Marine Research - ICRAM, Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.
s.porrello@icram.org
*Lagoon Ecology and Aquaculture Laboratory - LEALab, OPL s.r.l.,
Via G. Leopardi, 9 – Orbetello (GR), Italia.
lealab2@hotmail.com

NUTRIENT BALANCE IN A PHYTOTREATMENT SYSTEM OF LAND-BASED FISH-FARM WASTEWATER

BILANCIO DEI NUTRIENTI IN UN SISTEMA DI FITOTRATTAMENTO PER I REFLUI DI UN IMPIANTO DI ITTICOLTURA

Abstract

A nutrient balance was calculated in a phytotreatment system of land-based fish-farm wastewater located in Orbetello lagoon (South Tuscany, Italian West Coast). The balance considered the yearly N and P water components (as dissolved and particulate) and macroalgal and sediments contents. The expectations stimulating the construction of the phytotreatment system were not completely disappointing, at least as far as the validity of the criterion adopted was concerned, nevertheless, an high nutrient quantity was still released to the lagoon environment.

Key-words*: wastewater treatment, nitrogen, phosphorus,* Ulva rigida*, ponds.*

Introduction

Nitrogen (N) and phosphorus (P) are important waste products of fish farms. In teleost fish, ammonia is excreted mainly through the gills and represents 75 to over 85% of the N loss, while P is excreted as phosphate by the kidney (Handy and Poxton, 1993). Moreover, parts of the not ingested food, together with fish faeces and dissolved excretion, are exported from the plant by outflowing water and pollute the coastal environment (Bartoli *et al*., 2005). In the end, metabolic waste concentration may reach high levels in rearing tanks and limit fishes growth and survival (Guerin-Ancey, 1976; Handy and Poxton, 1993).

Over the last thirty years the Orbetello lagoon area (South Tuscany, Italian West Coast) (Fig. 1) has seen the development of land based intensive fish farming carried on by land based farms which withdraw water from the lagoon itself and from the brackish water table (Fig. 1) (Lenzi, 1992). Four of these farms discharge in the lagoon a total of $51.7 \cdot 10^6$ m^3 y^{-1}, recently estimated as the equivalent of 132.18 tonnes of N y^{-1} and 6.66 tonnes of P y^{-1} (Lenzi *et al*., 2003). These carried nutrients strongly contributing, according to Lenzi *et al*. (2003), to the environmental impact leading to an extensive cyclic growth of opportunistic macrochlorophyceae, which cause serious degeneration processes in Spring and Summer (Bombelli and Lenzi, 1996).

In 1993 the Lagoon Authority imposed the construction of ponds for the phytotreatment of the wastewater at the four intensive farms that discharge into the lagoon. Although references may be found in literature to laboratory experiments or pilot plants designed to develop a phytotreatment technique applicable to fish farming effluents (Ryther *et al*., 1977; Shpigel *et al*., 1993; Krom *et al*., 1995; Jimenez del Rio *et al*., 1996; Martinez-Aragon *et al*., 2002; Hernandez *et al*.,

2002), the results have not yet been transferred on a real scale, which requires the effective treatment of hundreds of thousands of m^3 per day.

The constructed phytotreatment should remove N and P from the fish farm wastewater by facilitating the growth of macroalgae. Since these ponds are not managed, this 'beneficial' effect could be lost during the summer period, when macroalgae die, restoring the retained N and P through mineralization bacterial processes.

The present study becomes part of a publications series on environmental impact of wastewater land-based fish farm in the Orbetello lagoon (Porrello *et al*., 2003a,b,c; Porrello *et al*., 2005). In particular, the aim of the present investigation was to define a N and P full-scale yearly balance, between input and output, in one of these phytotreatment systems, in order to establish its efficiency and the role of macroalgae.

Materials and methods

Selected fish farm

The fish farm located at Nassa (Tuscany, Italy) (Fig. 1) produced about 100 tonnes y^{-1} of European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) and gilt head sea bream (*Sparus aurata* L.) in 20 soft PVC tanks of 450 m^2 each (total volume of 9,000 m^3) and discharged the effluent in a phytotreatment system, constituted of four ponds, arranged in series (10,451 m^2, 7,134 m^3, about 80% of the total rearing volume), where *Ulva rigida* C. Ag developed spontaneously. Finally, the effluent (139.5 l s^{-1}), after a Mean Residence Time (MRT) of 8 h (Porrello *et al*., 2003a), discharged into the Orbetello lagoon.

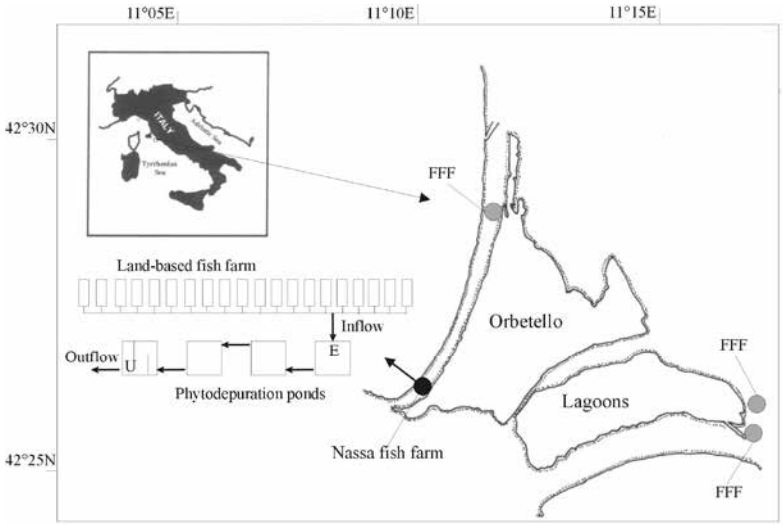


Fig. 1 - Orbetello Lagoon (South Tuscany, Italy). Fish farm studied (FFF; Nassa). Schematic draw of rearing tanks and phytotreatment system with inflow station (E) and outflow station (U).

Laguna di Orbetello (Toscana meridionale, Italia). Itticoltura oggetto dello studio (FFF; Nassa). Disegno schematico delle vasche di allevamento e del sistema di fitotrattamento con la stazione posta all'entrata del sistema (E) ed all'uscita (U).

Balance components

In order to make matter balance of N and P nutrient it the following equation was adopted:

$$In = v + Ap + S + Out \quad (I)$$

where: "In" is the nutrient quantity coming from fish-farm tanks; "v" the quantity disappeared from the system by volatilisation; "Ap", the quantity taken from macroalgae production; "S", the quantity sunk in the pond bottom; "Out", the quantity that left the phytotreatment system. The balance was carried out in one annual cycle rearing. Setting:

$$In - WL = FNL_{BP} \quad (II)$$
$$Out - WL = FNL_{AP} \quad (III)$$

where: FNL_{BP} is the nutrient load of fish-farm wastewater before the phytotreatment; FNL_{AP} is the nutrient load of fish-farm wastewater after the phytotreatment; WL, is the nutrient load of the water pumped into the land based fish-farm. The equation (I) changes as follows:

$$FNL_{BP} = v + Ap + S + FNL_{AP} \quad (IV)$$

In, Out and WL were calculated multiplying the intake effluent flow rate into the phytotreatment section (4399272 m^3 y^{-1}) by the total nitrogen (TN) or total phosphorus (TP). $FNL_{BP} - FNL_{AP} = \Delta FNL$ represents the portion that is felled by the phytotreatment system. It is equivalent to:

$$\Delta FNL = v + Ap + S \quad (V)$$

Balance components determination

Water

Monthly, between June 1999 and May 2000, field water samples were taken at 8:00 a.m. at the input to fish farm (WL) and to phytotreatment system (In), and at 4:00 p.m. at the output from the phytotreatment system (Out). The samplings were carried out considering the MRT value (8 hours). This experimental plan allowed the verification of the efficiency of the phytotreatment system during the highest macroalgal uptake rate. The water samples were filtered through a Whatman GF/F 0.70 μm filter paper to determine the dissolved components and through Millipore APFF 0.70 μm filters to determine the particulate component. The filtered water was stored at –20 °C before the determination of total dissolved nitrogen (TDN) and total dissolved phosphorus (TDP) by a continuous-flow Autoanalyzer BRAN+LUEBBE AA3, Germany. The filters were conserved in plastic Petri capsules at –20 °C. After desiccation for 16 hours at 70 °C and subsequent gravimetric determination, they were used for determination of total particulate nitrogen (TPN), using an elemental analyser (CHNS Thermofinnigan model EA 1110; USA), and total particulate phosphorus (TPP), according to Aspila *et al.* (1976). Total nitrogen (TN=TDN+TPN) and total phosphorus (TP=TDP+TPP) were then computed.

Sediment

Three-monthly superficial sediment sampling (3 cm top) were carried out in each pond to determine N e P. The samples were dried, passed through a 1 mm

mesh sieve, and reduced to constant weight in an oven at 75 °C for 48 h. Afterwards, sediment total nitrogen (STN), using an elementary analyser (CHN Thermoquest, model 1110), and sediment total phosphorus (STP), according to Aspila *et al*. (1976), were determined as percentages on the dry matter.

Samples were then collected from each pond to determine the dry matter (75 °C for 48 h) in the surface unit and in a 3 cm thickness, as described in Porrello *et al*. (2003).

Macroalgal tissue

Three-monthly *Ulva rigida* C. Ag. samples were gathered in the first and in the last ponds, washed and cleaned and then oven dried at 75 °C for 48 h. Macroalgal total nitrogen (MTN) and macroalgal total phosphorus (MTP) were then determined as percentages of the dry matter, as described for the sediment.

Macroalgal biomass

Between May 1999 and May 2000, *Ulva rigida* samples were collected monthly in the four ponds according to Sfriso *et al*. (1991), using a 2500 cm^2 square enclosure system. The sample were oven dried at 75 °C for 48 h and weighed. The biomass was estimated in g_{dw} m^{-2} as the average of all harvested samples.

The positive differences between each monthly average and its preceding ones indicate *U. rigida* production in 1 m^2. The sum of the positive differences enabled us to obtain the annual production in 1 m^2. Applying this last value to the whole ponds' surface (10450 m^2), the phytotreatment *U. rigida* production (Ap, Kg_{dw}) was established.

Statistical analysis

For the monthly variation of the macroalgal biomass one-way ANOVA was applied to verify the presence of significant difference between months. Also, Tukey–Kramer HSD test was applied on the significant factor in order to identify groups of months with similar abundance or trends of production.

In order to validate the equation the database applied in the balance components one-way ANOVA analyses were adopted in each nutrients contents in water, algae and sediment. In case of significant result of the ANOVA for the factor month, the monthly mean values was applied in the equations. Otherwise, the yearly average was obtained by the year dataset. Data were checked for normality, and no transformation was required except that of the macroalgal biomass dataset (Ln+1) transformation was applied. Homogeneity of variance was tested with Bartlett's. Post hoc comparisons were based on the Tukey–Kramer HSD test. The statistical package used was the SAS institute, JMP5.1.

Results

In Tab. 1, the one-way ANOVA analyses to validate the monthly values of the nutrients used in the equations were reported. From this Table it was evident that most of the water nutrients varied significantly during months of the year analysed, with the exception of the TDP recorded in the water load from the sea. In this case the ANOVA showed no significant effect of the month as a factor. On the contrary, as reported at the end of the Table, the nutrients found in the sediment and in the macroalgal tissues did not show any significant monthly variation during the year analysed. In Tab. 2, the annual mean and standard deviation

of nutrient (TDN, TDP, TPN, TPP) concentrations in WL, In and Out were reported. The computed TN and TP were used to balance.

Tab. 1 - One-way ANOVA calculated to investigate the monthly variation in nutrients during sampling year. TDN, total dissolved nitrogen; TDP, total dissolved phosphorus; TPN, total particulate nitrogen; TPP, total particulate phosphorus; TN, total nitrogen; TP, total phosphorus.

ANOVA ad una via calcolata per conoscere le variazione mensili dei nutrienti durante l'anno di campionamento. TDN, azoto totale disciolto; TDP fosforo totale disciolto; TPN, azoto totale articolato; TPP, fosforo totale articolato; TN azoto totale; TP fosforo totale.

		df	MS	*F*	p
WL	TDN	11	12.392	7.639	***
	TDP	11	0.020	2.393	n.s.
	TPN	11	0.843	16.156	***
	TPP	11	0.277	3.461	**
□ (Out-In)	TDN	11	269.674	26.430	***
	TDP	11	3.742	94.592	***
	TPN	11	78.415	13.273	***
	TPP	11	0.392	2.470	*
S	TN	4	0.106	3.055	n.s.
	TP	4	0.047	60.708	n.s.
M	TN	4	0.776	2.530	n.s.
	TP	4	0.001	1.086	n.s.

Tab. 2 - Annual means of nutrient concentrations in pumping water into fish-farm (WL) and at the input into phytotreatment (In) and at the output from it (Out).

Medie annuali delle concentrazioni annuali di nutrienti nell'acqua in entrata nell'impianto (WL); all'entrata del sistema di fitotrattamento (In); e nell'acqua in uscita dal sistema (Out).

	WL μM	In μM	Out μM
TDN	15.52±2.07	92.35±21.7	86.00±20.80
TDP	0.30±0.04	4.90±1.89	4.20±1.50
TPN	2.78±0.11	17.80±4.70	11.60±3.68
TPP	0.10±0.01	1.60±0.70	1.10±0.42
TN	18.30	110.15	97.60
TP	0.40	6.50	5.30

Monthly differences on macroalgal abundance were highlighted by the ANOVA reported in Tab. 3. In Fig. 2, the macroalgal biomass abundance are reported. In particular, four groups of months with similar macroalgal abundance were identified: the lowest phase of production on summer and winter (D months), the growing phase (B and C months) when the production increased, and the highest

Tab. 3 - One-way ANOVA calculated to investigate the variation in abundance of macroalgal production during sampling year. HSD Tukey-Kramer post hoc test was used to further separate significant groups of months.

ANOVA ad una via calcolata per conoscere le variazioni in abbondanza delle produzioni di macroalghe durante l'anno di campionamento. Un HDS Tukey-Kramer post hoc test fu utilizzato per separare significativi gruppi di mesi.

	df	MS	*F*	p
Month	12	13585.6	766.587	<0.0001
Residual	455	177.2		

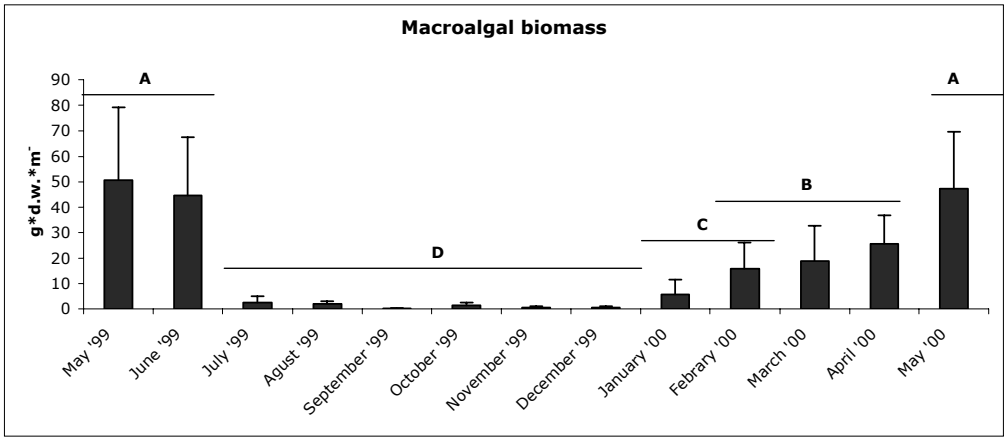


Fig. 2 - Macroalgal biomass (mean and SD) exposed to Tukey HSD post hoc test. Horizontal line and letters, that express the result, are levels not connected and significantly different.

Biomassa algale (media e deviazione standard) sottoposta al post hoc test Tukey HSD. Le linee orizzontali e le lettere, che esprimono i risultati, sono livelli non connessi e significativi differenti.

phase (A months) when the macroalgal abundance reached the highest density. In Tab. 4, the biomass monthly means (g_{dw} m^{-2}), the primary production for m^2 (TPV) (corresponding to total positive values of the biomass difference between one month and the previous) and the annual primary production (APP) for the phytotreatment total area, are reported. In Tab. 5, yearly mean percentages of macroalgal total nitrogen (MTN), macroalgal total phosphorus (MTP), sediment total nitrogen (STN) and sediment total phosphorus (STP) are reported.

In Tab. 6, the N and P calculated values (Kg) for the balance matter were reported. For sediment and macroalgae, the N and P values were estimated using the percentages of STN, STP and MTN, MTP (Tab. 5) of 114,981 kg of computed dry matter in 3 cm thickness of basin total surface (Porrello *et al.*, 2003b) and 504 kg_{dw} of annual primary production (Tab. 4), respectively. For the water, the µM of TN and TP (Tab. 2) were multiplied by the water annual flow ($4{,}399.272 \cdot 10^6$ l) and finally converted in Kg.

Tab. 4 - Biomass monthly means (g d.w.m^{-2}); total positive values (TPV, corresponding to primary production for m^{-2}) of the increase between one month and the previous (Δbiomass); annual primary production (APP) for the phytotreatment total area.

Medie mensili di biomassa (g. peso secco m^{-2}); valori totali positivi (TVP, corrispondenti alla produzione primaria per m^{-2}) degli incrementi tra un mese ed il precedente (Δbiomass); produzione primaria annuale (APP) per l'area totale di fitotrattamento.

	Biomass g d.w.m^{-2}	□Δ□Biomass g d.w.m^{-2}	APP kg d.w.
May 1999	50.6		
June	44.6	- 6.0	
July	2.5	- 42.0	
Aug.	1.9	- 0.6	
Sept.	0.1	- 1.8	
Oct.	1.5	1.4	
Nov.	0.6	- 0.9	
Dec.	0.5	- 0.0	
Jan. 2000	5.6	5.1	
Febr.	15.8	10.2	
March	18.8	3.0	
April	25.7	6.9	
May	47.4	21.7	
TPV		48.3	504.73

Tab. 5 - Yearly mean percentages of macroalgal total nitrogen (MTN), macroalgal total phosphorus (MTP), sediment total nitrogen (STN) and sediment total phosphorus (STP).

Percentuali delle medie annuali di azoto macroalgale totale (MTN); fosforo totale macroalgale (MTP); azoto totale nel sedimento (STN); fosforo totale nel sedimento (STP).

MTN	3.80±0.670
MTP	0.28±0.010
STN	0.63±0.220
STP	0.21±0.108

Replacing the P values of the Tab. 6, the II, III, IV equations (in P budget: v=0) were respectively: 871–54=817; 700–54=646; 817=1.4+241+646.

Applying the (V) formula, the result is 171≠1.4+241. To obtain the "real" annual quantity stored into the sediment, the annual quantity stored in the algae was deducted from ΔFNL. This difference resulted less than experimental data. The excess was probably due to a sampling mistake, as a consequence of a sample thickness higher than real annual storage. The P ratio between the quantity estimated in the sediment (241 kg) and the balance result (171.0–1.4=169.6 kg) suggested as 1.4 years (241.0:169.6) the time required to accumulate in 3 cm surface sediment the P estimated, and consequently 2.1 cm y^{-1} the sedimentation velocity.

Replacing the N values of Tab. 6 in II, III and IV equations, the results were, respectively:

6782–1127=5655; 6006–1127=4879; 5655=v+19+724+4879.

As the sediment collected is equivalent to 1.4 years, the annual quantity stored passed from 724 to 510 Kg. So, the IV becomes:

5655=v+19+510+4879; 5655=v+5408; v=247.

The N balance deficit of 247 kg y^{-1} could be related with the N gaseous dissipated as N_2O, N_2, NH_3.

The algal mass decay, estimated as 538 kg_{dw}, stored in sediment 20.4 and 1.5 kg y^{-1} of N and P, respectively. These quantities represented respectively the 4% and 0.9% of total N and P yearly stored in the sediment.

Tab. 6 - kg of N and P in pumping water in the fish farm (WL), input into the phytotreatment (In), output from the phytotreatment (Out), algal production in the phytotreatment (Ap) and 3 cm thickness of the phytotreatment sediment (S).

kg di azoto e fosforo nell'acqua in entrata dell'impianto (WL); nell'acqua in entrata al sistema di fitotrattamento (In); ed in uscita dal sistema (Out); produzione algale nel sistema (Ap); e nei primi 3 cm di sedimento del sistema (S).

	N Kg	P Kg
WL	1127	54.5
In	6782	871.0
Out	6006	700.0
Ap	19	1.4
S	724	241.0

Conclusions

The phytotreatment system allowed abatements of N and P of 13.7% and 20.9%, respectively. 9% and 0.3% of N were retained in the sediment and macroalgae, respectively, while 4.4% was removed towards the atmosphere. 20.7% and 0.2% of P were detained in the sediment and in macroalgae, respectively.

776 kg of N, abated from phytotreatment system, were placed for 65.8% into the sediment and for 2.4% into the algal biomass, the remaining 31.8% was likely lost towards the atmosphere. The sediment portion included 2.6% annual algal sunk, that can be computed by the negative values of Δbiomass (Tab. 4); so the remaining abated quantity (63.5%) was most probably formed from directly settled component (i.e. particulate and adsorbed components).

The expectations stimulating the construction of the phytotreatment system downstream from the discharge of the intensive fish farming facilities were not completely disappointing, at least as far as the validity of the criterion adopted was concerned. The phytotreatment system size, the water retention time and the macroalgal harvesting further allowed a reduction of the nutrient impact on the receiving environment. As it is shown in Fig. 2, macroalgal activity slackened and biomass density suddenly decreased from July until December, due to extreme conditions (e.g., sulphate-reduction process) happening in the phytotreatment basin because of spring macroalgal density. The last-winter vegetative renewal can

be explained with the improvement of the sediment oxidation. Macroalgal high efficiency toward dissolved nutrient reduction as shown also in recent small-scale papers (Jimenez del Rio *et al*., 1996; Martinez-Aragon *et al*., 2002; Hernandez *et al*., 2002) was not shown in real full-scale, in absence of environmental condition control. On the other hand, the macroalgal density maintained at optimal values for uptake, avoiding self shading phenomena, allowed for the improvement of this phytotreatment system efficiency.

Riassunto

Nella laguna di Orbetello (Toscana meridionale, Italia occidentale) insistono quattro impianti di itticoltura che sversano reflui per un totale anno di $51{,}7 \cdot 10^6$ m^3 e che contribuiscono fortemente al ciclico sviluppo di macroalghe opportunistiche. Uno studio è stato condotto in uno di questi impianti con produzione annua di circa 100 tonnellate di spigole ed orate, ottenuta in 20 vasche in PVC (450 m^2 ognuna) per un totale di 9.000 m^3. L'impianto è dotato di un sistema di fitotrattamento costituito da 4 bacini in terra (pond) attualmente non gestiti, posti in serie (10.451 m^2, 7.134 m^3) e corrispondenti a circa l'80% dell'intero volume totale di allevamento ittico. In questo sistema, *Ulva rigida* si sviluppa spontaneamente. Lo scopo dello studio, condotto da giugno 1999 a maggio 2000, fu quello di valutare in scala reale l'efficienza diurna di tale sistema. A tale scopo, un bilancio annuale di azoto (N) e di fosforo (P) fu calcolato nelle componenti disciolte e particolate dell'acqua e nelle macroalghe e nel sedimento. Mensilmente campioni d'acqua furono prelevati alle ore 8:00 nel punto di immissione ed alle 16:00 nel punto di uscita dal sistema di fitotrattamento, considerando otto ore il Tempo Medio di Residenza dell'acqua nel sistema. Nei campioni furono determinati i nutrienti totali disciolti (TDN, TDP) e particolati (TPN, TPP). La produzione macroalgale annuale è stata calcolata attraverso la determinazione trimestrale del contenuto di N e P nei talli algali e nel sedimento. Rispetto ai quantitativi registrati nell'acqua di entrata, il bilancio ottenuto mostra una riduzione del 13,7% dell'azoto totale (TN=TDN+TDP) e del 20,9% del fosforo totale (TP=TDP+TPP) nell'acqua in uscita. Il sedimento accumula il 9% di TN e il 20,7% di TP; le macroalghe solamente il 3% di TN ed il 0,2% di TP; probabilmente il 4% di TN viene perso nell'atmosfera. Le aspettative di abbattimento dei nutrienti che avevano guidato l'utilizzo di questa tecnologia, non sono state totalmente disattese, almeno per quanto riguarda l'approccio tecnologico adottato. Gli abbattimenti sono comunque insufficienti a ridurre il rilascio dei nutrienti nell'ambiente lagunare.

Bibliografia

BARTOLI M., NIZZOLI D., NALDI M., VEZZULLI L., PORRELLO S., LENZI M., VIAROLI P. (2005) - Inorganic nitrogen control in wastewater treatment ponds from a fish farm (Orbetello, Italy): Denitrification versus *Ulva* uptake. *Mar. Pollut. Bull.*, **50**: 1386-1397.

BOMBELLI V., LENZI M. (1996) - Italy. The Orbetello Lagoon and the Tuscany Coast. In: Schramm and Nienhuis (eds), *Marine Benthic Vegetation*. Sprinter-Verlag, Ecological Studies, Berlin Heiderlberg, **123**: 331-337.

GUERIN-ANCEY O. (1976) - Etude experimentale de l'excretion azotee du bar (*Dicentrarchus Labrax*) en cours de croissance. I. Effets de la temperature et du poids du corps sur l'excretion d'ammoniac et d'uree. *Aquaculture*, **9**: 71-80.

HANDY R.D., POXTON M.G. (1993) - Nitrogen pollution in marine culture: toxicity and excretion of nitrogenous compounds by marine fish. *Rev. Fish Biol. Fisher.*, **3**: 205-241.

HERNANDEZ I., MARTINEZ-ARAGON J.F., TOVAR A., PEREZ-LLORENS J.L., VERGARA J.J. (2002) - Biofiltering efficiency in removal of dissolved nutrients by three species of estuarine macroalgae cultivated with sea bass (*Dicentrarchus labrax*) waste waters. 2. Ammonium. *J. Appl. Phycol.*, **14**: 375-384.

JIMENEZ DEL RIO M., RAMAZANOV Z., GARCIA-REINA G. (1996) - *Ulva rigida* (Ulvales, Chlorophyta) tank culture as biofilter for dissolved inorganic nitrogen from fishpond effluents. *Hydrobiologia*, **326/327**: 61-66.

KROM M.D., ELLSER S., VAN RIJN J., NEORI A. (1995) - Nitrogen and phosphorus cycling and trasformation in a prototipe "non polluting" integrated mariculture system, Eilat, Israel. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **118**: 25-36.

LENZI M. (1992) - Experiences for the management of Orbetello Lagoon: eutrophication and fishing. Elsevier Science Publ. B.V., Amsterdam. *Sci. Total Environ.* (Suppl.): 1189-1198.

LENZI M., PALMIERI R., PORRELLO S. (2003) - Restoration of the eutrophic Orbetello lagoon (Tyrrhenian Sea, Italy): water quality management. *Mar. Pollut. Bull.,* **46**: 1540-1548.

MARTINEZ-ARAGON J.F., HERNANDEZ I., PEREZ-LLORENS J.L., VAZQUEZ R., VERGARA J.J. (2002) - Biofiltering efficiency in removal of dissolved nutrients by three species of estuarine macroalgae cultivated with sea bass (*Dicentrarchus labrax*) waste waters. 1. Phosphate. *J. Appl. Phycol.*, **14**: 365-374.

PORRELLO S., LENZI M., PERSIA E., TOMASSETTI P., FINOIA M.G. (2003a) - Reduction of aquaculture wastewater eutrophication by phytotreatment ponds system. I: Dissolved and particulate nitrogen and phosphorus. *Aquaculture,* **219** (1-4): 515-529.

PORRELLO S., LENZI M., TOMASSETTI P., PERSIA E., FINOIA M.G., MERCATALI I. (2003b) - Reduction of aquaculture wastewater eutrophication by phytotreatment ponds system. II: Nitrogen and phosphorus content in macroalgae and sediment. *Aquaculture*, **219** (1-4): 531-544.

PORRELLO S., FERRARI G., LENZI M., PERSIA E. (2003c) - Ammonia variations in phytotreatment ponds of land-based fish farm wastewater. *Aquaculture*, **219**: 485-494.

PORRELLO S., LENZI M., FERRARI G., PERSIA E., SAVELLI F., TOMASSETTI P. (2005) - Loading of nutrient from a land-based (Orbetello, Italy) at different time. *Aquacult. Int.,* **13**: 97-108.

RYTHER J.H., DUNSTAN W.M., TENORE K.R., HUGUENIN J.E. (1977) - Controlled eutrophication-increasing food production from the sea by recycling human wastes. *Bioscience*, **22**: 144-152.

SHPIGEL M., NEORI A., POPPER D.M., GORDIN H. (1993) - A proposed model for "environmental clean" land-based culture of fish, bivalves and seaweeds. *Aquaculture*, **117**: 115-128.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 320-322

A.M. Mannino[1,3], G. Di Fazio[3], G. Sarà[2,3]

[1]Dipartimento di Scienze Botaniche, Università di Palermo, Via Archirafi, 38 - 90123 Palermo, Italia.
ammannino@unipa.it
[2]Dip. Biologia Animale, Università di Palermo, Palermo, Italia.
[3]Polo Didattico di Trapani, Università di Palermo, Trapani, Italia.

ALGAL ASSEMBLAGE RESPONSE TO FISH-FARM BIODEPOSITION IN SOUTHERN TYRRHENIAN (GULF OF CASTELLAMMARE, SICILY): PRELIMINARY DATA

RISPOSTA DELLA COMUNITÀ ALGALE AI PRODOTTI RILASCIATI DA UN IMPIANTO DI MARICOLTURA NEL TIRRENO MERIDIONALE (GOLFO DI CASTELLAMMARE, SICILIA): DATI PRELIMINARI

Abstract

This study, carried out in the Gulf of Castellammare (northern coast of Sicily), concerns the effects of fish-farm nutrient enrichment on the algal assemblage growing on artificial substrata of cages. A total of 51 taxa were identified (3 Cyanophyceae, 3 Phaeophyceae, 5 Bacillariophyceae, 3 Chlorophyceae, 6 Ulvophyceae and 31 Rhodophyceae). A dominance of opportunistic species was highlighted, following a gradient from impact areas to controls.

Key-words: *aquaculture environmental effects, phytobenthos, northern Sicily, Tyrrhenian Sea.*

Introduction

Fish-farm nutrient enrichment, due to incomplete consumption of food and excretion of nitrogen compounds, can cause a modification of the physical and chemical characteristics of the surrounding environment (Sarà *et al*., 2004). Such changes have a strong impact on the structure and dynamics of benthic assemblages (Mirto *et al*., 2002).

Although macroalgae can respond directly to the abiotic variables, representing sensitive bioindicators of ecosystem changes, the effects of fish-farm biodeposition on algal assemblages is to date poorly known, apart from scant data dealing with *Posidonia* meadow responses (e.g. Pergent *et al*., 1998).

Recently shifts in marine ecosystem structure and function (e.g. Orfanidis *et al.,* 2003) - due to anthropogenic stress - were assessed by classifying benthic macroalgae in two Ecological State Groups (ESGs); ESG I including seaweed species with a thick or calcareous thallus, low growth rates and long life cycles (late successionals) and ESG II including sheet-like and filamentous seaweed species with high growth rates and short life cycles (opportunistic). Aim of the present paper was to provide preliminary data on the effects of fish-farm biodeposition on the structure of algal assemblages.

Materials and methods

The study was conducted in autumn 2004 in the Gulf of Castellammare (southern Tyrrhenian). Cages were located about 2 km off the coast in the eastern part of the Gulf which is characterised by a dominant current flowing in a west-east

direction. Three sites, positioned downstream and located along a south-north axis, were selected to represent an exposure gradient from highest to lowest levels of nutrient enrichment. At each of the three sites, indicated respectively impact 1, 2 and 3, three plots were chosen. Samples were collected at each plot (at about 40 cm depth) using three replicate 20 cm × 20 cm quadrates. To compare results, an external control site was also chosen, located upstream in the north-west area of the fish-farm. The R/P (Rhodophyceae/Phaeophyceae) index was calculated to investigate the environmental instability. ANOVA and MDS ordination (Bray-Curtis similarity index) were used to investigate differences and study patterns.

Results

Algal species grew exclusively as epibionts (on algae, mussels or idroid) and covered in general about 25-30% of living substrates. A total of 51 taxa were identified (3 Cyanophyceae, 3 Phaeophyceae, 5 Bacillariophyceae, 3 Chlorophyceae, 6 Ulvophyceae and 31 Rhodophyceae). Some differences have been highlighted in species richness, which increased from impact 1 (31) and impact 2 (30) to impact 3 (36) (Fig. 1). This last site did not show significant differences with the control one (37). The R/P index displayed significantly high values in all areas,

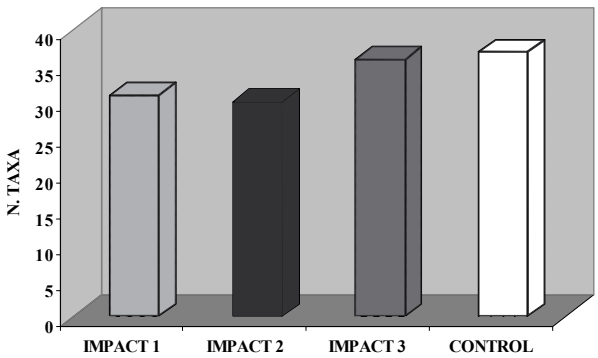


Fig. 1 - Number of taxa found in the impact and control areas.
Numero di taxa rinvenuti nelle aree di impatto e di controllo.

due to a low number of brown algae. In particular, impact 1 and 2 R/P values were found to be higher than impact 3 and control location. The epiphytic community resulted particularly abundant, with a high percentage of diatoms; among them the most represented genera were *Navicula* and *Licmophora*. A dominance of opportunistic species (annual, ESG II), particularly thin corticated filamentous algae (e.g. *Polysiphonia* and *Ceramium*), foliose algae (e.g. *Enteromorpha*) and uniseriate filamentous algae (e.g. *Cladophora*) was found. MDS ordination (Fig. 2) showed in all areas a clear homogeneity among plots at each location except for plots of impact 1, which appeared as separated, highlighting a discontinuous

impact. A gradient from the impact 1 to the control site was also clearly showed, with a high similarity value between the impact 3 and the control site.

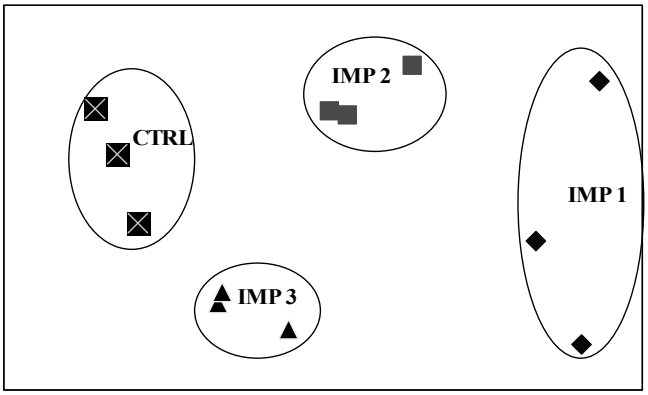


Fig. 2 - MDS ordination comparing the impact (IMP) and the control (CTRL) areas.
Ordinamento MDS per confrontare le aree di impatto (IMP) e di controllo (CTRL).

Conclusions

Our data highlighted a close relationship between different levels of nutrient enrichment and structure of algal community.

Particularly, results provided evidence that algal assemblages were sensitive to the gradient of nutrient enrichment in terms of: 1) decreased species richness with a selection of opportunistic species, having high net productivity, rapid growth, high output of reproductive bodies and tending to be more eurytopic and 2) reduced density and cover.

Bibliography

MIRTO S., LA ROSA T., GAMBI C., DANOVARO R., MAZZOLA A. (2002) – Nematode community response to fish-farm impact in the western Mediterranean. *Environ. Pollut.*, **116**: 203-214.

ORFANIDIS S., PANAYOTIDIS P., STAMATIS N. (2003) – An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecol. Indic.*, **3**: 27-33.

PERGENT G., MENDEZ S., PERGENT-MARTINI C., PASQUALINI V. (1998) – Preliminary data on the impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows in the Mediterranean. *Oceanol. Acta*, **22**: 95-107.

SARÀ G., SCILIPOTI D., MAZZOLA A., MODICA A. (2004) – Effects of fish farming waste to sedimentary and particulate organic matter in a southern Mediterranean area (Gulf of Castellammare, Sicily): a multiple stable isotope study (δ^{13} C and δ^{15} N). *Aquaculture*, **234**: 199-213.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 323-325

A. Zenone, G. Buffa[1], G. D'Anna[2], M. Lo Martire, G. Martino, G. Sarà

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo, Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.
gsara@unipa.it
[1]Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Siena, Italia.
[2]Laboratorio di Ecologia Marina, CNR di Castellammare del Golfo (TP), Italia.

MESSA A PUNTO DI IMPIANTI DI MITILICOLTURA IN UNA IPOTESI DI RIDUZIONE DEL CARICO ORGANICO DA MARICOLTURA

MOLLUSCS AS RECYCLERS OF ORGANIC MATTER COMING FROM FISH FARMING

Abstract

The present study was carried out close to a fish farming area in the Gulf of Castellammare (N-W Sicily) in summer 2004. Specimens of Mytilus galloprovincialis *were transplanted in putatively impacted areas and controls to test the recycler capability of bivalves for reducing the impact of waste on the surrounding environment. Mussels cultivated close to farms grew quicker than mussels in controls transforming waste OM in edible biomass and those positioned at 3 meters depth reached higher levels of secondary production than those at 9 meters.*

Key-words: *molluscs, fish culture, organic matter, reduction of effects.*

Introduzione

L'immissione di materia organica, in un'area interessata da maricoltura, proveniente dal metabolismo animale e dall'alimento non consumato, può rappresentare un disturbo non facilmente rimovibile dall'uomo (Sarà *et al*., 2004; Sarà *et al*., in stampa). L'attività di mitilicoltura integrata alla maricoltura è proposta allo scopo di ridurre la concentrazione istantanea di sostanza organica e garantire un incremento di biomassa edule commerciabile prodotta dall'impianto (Troell *et al*., 2003; Sarà e Mazzola, 2004).

Materiali e metodi

Nel luglio del 2004 nel Golfo di Castellammare presso l'impianto della "Ittica Trappeto srl", circa 150 reste di *Mytilus galloprovincialis* sono state trapiantate secondo un piano sperimentale che distingueva due diverse aree di trapianto. Le aree "impatto", sotto diretta influenza dell'impianto e le aree "controllo", esenti da qualunque influenza. Per il trapianto sono state identificate due diverse profondità (3 m, 9 m) e tre siti per ciascun livello di disturbo. I campionamenti, con frequenza bimestrale, hanno previsto il prelievo di due reste per data da ciascun sito. I camp ioni sono stati misurati per i comuni valori biometrici (Sarà *et al*., 1998), ed è stata stimata la produzione secondaria in funzione del peso secco. I dati così raccolti sono stati analizzati statisticamente per mezzo di una ANOVA, l'omogeneità della varianza è stata testata con il test di Cochran, mentre le differenze significative ($p<0,05$) sono state confrontate a posteriori con il test di Student-Newman-Keuls.

Risultati

I mitili hanno presentato un buon accrescimento durante il periodo di allevamento, infatti da una lunghezza al momento zero (inizio, luglio 2004) di 26,13±0,48 mm si è raggiunta una lunghezza di 33,00±0,56 mm solo dopo 5 mesi (dicembre 2004). La produzione totale (somatica + valvare; AFDW totale, g) presenta valori maggiori (ANOVA, $p<0.05$) negli impatti di –3 m (Fig. 1), dove si osserva un incre-

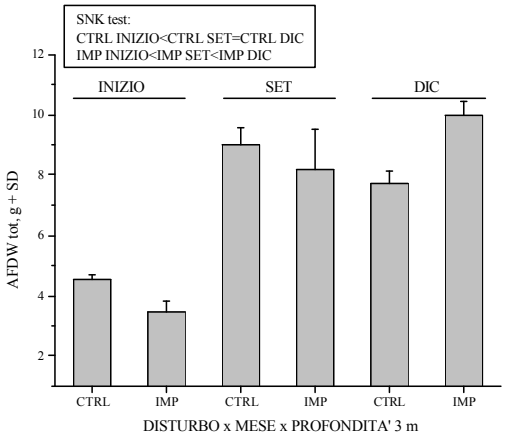


Fig. 1 - Stima della produzione secondaria totale (AFDWtot, g) nell'interazione tra i fattori a –3 m.
Total secondary production (AFDW, mg) of Mytilus galloprovincialis *at 3 m of depth.*

mento nei periodi, fino al raggiungimento del valore finale di 10,00±0,42 g. Alla stessa profondità i controlli invece presentano un incremento significativo solamente nei primi due periodi. A –9 m i valori di AFDW totale mostrano che vi è un picco di accrescimento in settembre, mentre un decremento in peso in dicembre (Fig. 2).

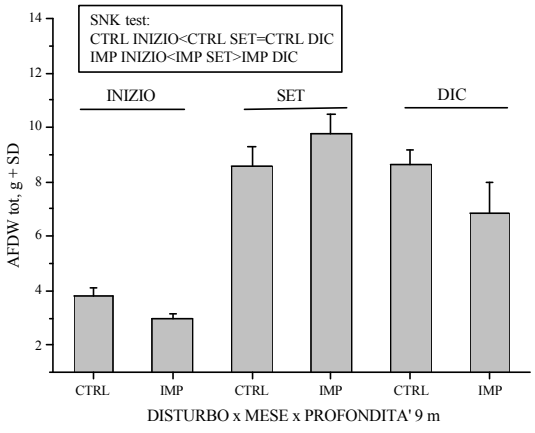


Fig. 2 - Stima della produzione secondaria totale (AFDWtot, g) nell'interazione tra i fattori a –9 m.
Total secondary production (AFDW, mg) of Mytilus galloprovincialis *at 9 m of depth.*

Conclusioni

I mitili dei siti "impatto" si sono accresciuti maggiormente rispetto ai mitili dei siti "controllo", inoltre alla profondità di 9 m si sono avuti tassi di accrescimento minori rispetto alla profondità di 3 m, probabilmente a causa delle intense velocità di corrente mono direzionale (Sarà *et al*., in stampa) che creava un effetto di trasporto laterale più intenso rispetto al trasporto verticale per sedimentazione del materiale organico. In conclusione a conferma dell'ipotesi iniziale i mitili riescono a sfruttare il *surplus* energetico prodotto dagli impianti, garantendo un incremento della biomassa edibile per l'azienda e una potenziale riduzione del carico organico.

Bibliografia

SARÀ G., MANGANARO A., CORTESE G., PUSCEDDU A., MAZZOLA A. (1998) - The relationship between food availability and the growth of *Mytilus galloprovincialis* (LMK, 1819) in the open-sea (South Mediterranean Sea). *Aquaculture*, **167**: 1-15.

SARÀ G., MAZZOLA A. (2004) - The carrying capacity for Mediterranean bivalve suspension feeders: evidence from analysis of food availability and hydrodynamics and their integration into a local model. *Ecol. Model.,* **179**: 281-296.

SARÀ G., SCILIPOTI D., MAZZOLA A., MODICA A. (2004) – Effects of fish farming waste to sedimentary and particulate organic matter in a southern Mediterranean area (Gulf of Castellammare, Sicily): a multiple stable isotope study (d13C and d15N). *Aquaculture*, **234**: 199-213.

SARÀ G., SCILIPOTI D., MILAZZO M., MODICA A. (in press) - Use of stable isotopes to investigate the dispersion of fish farming waste as a function of hydrodynamics. *Marine Ecology Progress Series*.

TROELL M., HALLING C., NEORI A., CHOPIN T., BUSCHMANN A.H., KAUTSKY N., YARISH C. (2003) - Integrated mariculture: asking the right questions. *Aquaculture*, **226**: 69-90.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 326-333

M. Baroli, G. De Falco, C. Antonini, S. Coppa, C. Facheris*

IMC – International Marine Centre, Loc. Sa Mardini - 09072 Torregrande-Oristano, Italia.
m.baroli@imc-it.org
*Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia, Italia.

ANALISI DELLA DISTRIBUZIONE E STRUTTURA DELLA POPOLAZIONE DI *PARACENTROTUS LIVIDUS* FINALIZZATA ALLA GESTIONE DELLA PESCA DEL RICCIO DI MARE NELL'AREA MARINA PROTETTA PENISOLA DEL SINIS - ISOLA DI MAL DI VENTRE (SARDEGNA OCCIDENTALE)

DISTRIBUTION AND POPULATION STRUCTURE OF SEA URCHIN PARACENTROTUS LIVIDUS *IN THE PENISOLA DEL SINIS - ISOLA DI MAL DI VENTRE MARINE PROTECTED AREA (WESTERN SARDINIA) FINALISED TO FISHERY MANAGEMENT*

Abstract

The population of Paracentrotus lividus *(Echinidae Echinodermata) was studied along the coast of the Marine Protected Area Penisola del Sinis Isola di Mal di Ventre (western Sardinia, western Mediterranean sea) in order to evaluate the sustainability of the sea urchin fishery in the MPA and to support fishery management. Density and population structure were analysed at 43 stations located at three depth zones (–2, –5 and –10 m) in 10 sites on rocky and* Posidonia oceanica *seabed. The surfaces of rocky, sandy and seagrass were measured from geo-referenced digital maps of the seabed obtained by image processing of aerial photos. The abundance of* P. lividus *in the MPA amounts to* 52×10^6 *(C.I 36-72*$\times10^6$*) individuals, the abundance of harvestable individuals (size >5 cm) is* 14×10^6*(C.I 9-21*$\times10^6$*). The potential yearly catches, estimated form the number of licenses, day at sea, and individual quotas, were* 13×10^6 *for the season 2003-2004, and represent almost the entire stock. The catches from harvest logbook data, were estimated in ca.* 10^6 *individuals, 7% of the individuals with size >5 cm.*

Key-words: Paracentrotus lividus*, echinoderm fishery, MPA, seafloor mapping.*

Introduzione

In Mediterraneo *Paracentrotus lividus* è l'echinoide più abbondante dell'infralitorale, la sua attività di pascolo è uno degli aspetti chiave nella dinamica e nel funzionamento delle comunità bentoniche dominate da macroalghe (Kempf, 1962; Benedetti-Cecchi *et al*., 1998).

In Sardegna la pesca del riccio di mare è praticata stagionalmente e contribuisce al mantenimento della piccola pesca locale. Sebbene il prodotto sia destinato al solo mercato locale, la crescente richiesta ha portato ad intensificare lo sforzo di pesca. Come conseguenza, la popolazione di *Paracentrotus lividus* risulta in continuo declino, soprattutto lungo le coste del sud della Sardegna, come dimostrato dalla necessità dei pescatori di trovare sempre nuove aree di pesca.

Per evitare un eccessivo sfruttamento della popolazione di *Paracentrotus lividus*, è necessario un piano gestionale che regolamenti questa pesca, particolarmente all'interno delle aree marine protette che costituiscono, al momento, uno dei più concreti approcci ecosistemici gestionali della pesca (Bohnsack, 1998; Murray *et al*., 1999; Pinnegard *et al*., 2000).

Scopo del lavoro è valutare la sostenibilità della pesca di *P. lividus* nell'Area Marina Protetta Penisola del Sinis Isola di Mal di Ventre comparando l'abbondanza della popolazione con le potenziali catture, calcolate come massimo prelievo annuo consentito dall'attuale regolamentazione, e con le catture stimate sulla base delle dichiarazioni dei pescatori nella stagione di pesca 2003-2004.

Materiali e metodi

L'AMP Penisola del Sinis – Isola di Mal di Ventre si estende, tra la parte Nord del Golfo di Oristano e Capo Sturaggia, e include l'isola di Mal di Ventre e lo scoglio del Catalano (39° 55' lat N; 8° 25' long E) con uno sviluppo di linea di costa di 25 Km (Fig. 1).

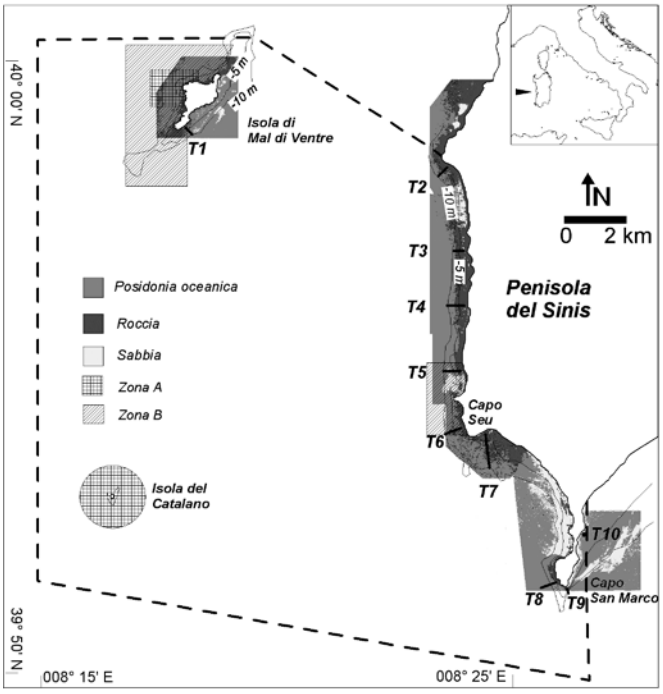


Fig. 1 - Mappa dell'area di studio con il perimetro e la zonazione dell'Area Marina protetta, i transetti di campionamento e la mappa delle diverse tipologie di fondale.
Map of the Marine Protected Area showing MPA boundary and zoning, sampling transects and seabed typology mapping.

L'area è caratterizzata da fondali sabbiosi, rocciosi e praterie di *Posidonia oceanica*. L'isobata dei 10 m si attesta a circa 500 m di distanza dalla linea di riva. I fondali rocciosi sono costituiti da arenarie e calcari, con l'eccezione di Capo San Marco, formato da basalto e l'isola di Mal di Ventre con rocce granitiche. La prateria di *P. oceanica* è continua fra l'Isola di Mal di Ventre e la costa, impiantata su rocce o biocostruzioni su cui si sviluppa la matte. All'interno del Golfo la

prateria di Posidonia cresce su substrato mobile sabbioso (Cancemi *et al.*, 2000; Baroli *et al.*, 2004; De Falco *et al.*, 2000, 2003, 2004).

Nel presente studio è stata presa in esame la zona che va dalla linea di costa fino alla profondità di circa –12.5 m, che corrisponde alla zona sfruttata per la raccolta del riccio di mare, con l'eccezione dalle Zone A e della Zona B dell'isola di Mal di Ventre (Fig. 1) dove la pesca non è permessa.

Le superfici dei fondali rocciosi, delle praterie di Posidonia e delle aree sabbiose sono state misurate da mappe digitali del fondale ottenute mediante analisi di immagine (risoluzione 2 m) di foto aeree (scala 1:20.000, altitudine 3000 m) geo-referenziate con adattamento polinomiale alla Carta Nautica dell'Istituto Idrografico della Marina (scala 1:40.000). L'analisi di immagine è stata effettuata mediante la comparazione statistica dei vettori che definiscono il livello dei colori primari per ogni pixel attraverso l'Analisi dei Componenti Principali con software MULTISCOPE (Matra Cap Systems®) (Pasqualini *et al.*, 1998).

La superficie totale occupata dalle diverse tipologie di fondale è stata calcolata attraverso il numero dei corrispondenti pixel (pixel=4 m^2). Le superfici del fondale sono state calcolate anche in funzione di tre fasce di profondità, una fascia superficiale compresa fra la linea di costa e –3.5 m di profondità (valore medio –2 m), una intermedia compresa fra –3.5 e –7.5 m (valore medio –5.5 m) e una profonda compresa fra –7.5 e –12.5 m (valore medio –10 m). I limiti tra le tre fasce di profondità sono stati tracciati sulle mappe approssimativamente paralleli alla linea di costa e centrati sulle isobate dei 2 m, 5 m, e 10 m della base cartografica di riferimento.

I campionamenti sono stati effettuati lungo 10 transetti, normali alla linea di costa distanziati di circa 2 km, in tre stazioni per transetto alle profondità di 2, 5 e 10 metri su roccia e su *Posidonia oceanica*. Entro la superficie di campionamento (5 m^2 per due repliche), sono stati raccolti tutti gli individui. Per comparare le superfici campionate con quelle misurate dalla mappatura dei fondali è stata adottata come unità di campionamento la proiezione ortogonale di un quadrato di 50×50 cm (Bianchi *et al.*, 2003) indipendentemente dalla rugosità del fondale, ciò è stato reso possibile dall'omogeneità del fondale e dall'assenza di alte pareti verticali.

I valori medi di densità sono stati raggruppati per tipologia di fondale, secondo le tre fasce batimetriche e, inoltre, per ciascuna tipologia di fondale alle diverse batimetrie.

Sono state ottenute due variabili: densità totale (numero di individui >1 cm per m^2) e densità dello stock (numero di individui >5 cm per m^2).

L'abbondanza di *P. lividus* è stata stimata utilizzando i valori medi e gli intervalli di confidenza ottenuti raggruppando i dati di densità per i seguenti settori di fondale:

- fascia –10 m;
- fascia –2 e –5 m;
- roccia (–2 e –5 m);
- Posidonia (–2 e –5 m).

L'abbondanza di individui per ogni settore di fondale è stata ottenuta dai valori medi della densità della popolazione totale e delle densità dello stock di ogni raggruppamento moltiplicati per le rispettive superfici occupate.

Le taglie sono state misurate con un calibro di precisione. L'età degli individui e stata ricavata dalla misura delle bande di accrescimento secondo le metodologie

di Jensen (1969) e Azzolina (1988). Il modello utilizzato per stimare la curva di crescita che mette in relazione età e taglia è l'equazione di Gompertz nella formulazione proposta da Cellario e Fénaux (1990) e Turon *et al*. (1995). Le curve di cattura sono state calcolate utilizzando distribuzioni di frequenza di classi di taglia (convertite in età) secondo la relazione $[N_t/N_o=e^{-zt}]$.

Nell'AMP la raccolta dei ricci di mare è regolamentata dall'Ente Gestore dell'AMP. La raccolta è permessa solo in apnea o con un asta dalla barca, la taglia minima è 5 cm di diametro, il numero massimo delle catture per giorno è 1000 individui per pescatore, il periodo di pesca va da novembre a marzo.

Le potenziali catture annuali sono state calcolate in base al numero di licenze rilasciate dall'AMP, le quote massime di cattura consentite e le giornate utili di pesca ricavate da analisi di banche dati meteorologiche e aggiornamento giornaliero per il periodo della stagione di pesca. Le catture effettive sono state ricavate dai dati riportati su tesserini di prelievo compilati dai pescatori.

Risultati

La zona indagata ha una superficie totale di 15.41 km^2 (Tab. 1) e le tre fasce batimetriche individuate, –2 m, –5 m e –10 m, contribuiscono rispettivamente per il 24%, 37% and 39%. Per la stima dell'abbondanza di *P. lividus* è stata considerata la superficie occupata dalla prateria di *P. oceanica* 8.92 km^2 (58%) e dai fondali rocciosi 4.37 km^2 (28%) per un totale di 13.29 km^2 (86%) sono state escluse le zone sabbiose in quanto non colonizzate da *P. lividus*. Le superfici delle tipologie di fondale in funzione della profondità sono riportate in Tab. 1.

Tab. 1 - Superficie della fascia costiera dell'Area Marina Protetta suddivisa per fasce batimetriche e tipologie di fondale risultati dall'analisi d'immagine delle foro aeree. Le percentuali sono riferite all'intera area d'indagine.
Surface of the coastal zone of the Marine Protected Area subdivided for depth and seabed typology as result of image analysis of aerial photography. The percentage are computed in comparison to the total investigated area.

	Posidonia oceanica		Roccia		*P. oceanica* + *Roccia*		Sabbia		Totale	
Profondità	Km^2	*% del totale*	Km^2	*% del totale*	Km^2	*% del totale*	Km^2	*% del totale*	Km^2	*% del totale*
2 m	0,63	*4%*	2,36	*15%*	2,99	*19%*	0,69	*4%*	3,68	*24%*
5 m	3,24	*21%*	1,58	*10%*	4,82	*31%*	0,86	*6%*	5,69	*37%*
10 m	5,05	*33%*	0,43	*3%*	5,48	*36%*	0,57	*4%*	6,05	*39%*
Totale	**8,92**	***58%***	**4,37**	***28%***	**13,29**	***86%***	**2,12**	***14%***	**15,41**	***100%***

I dati medi di densità, raggruppati per tipologia di fondale e per profondità, mostrano i valori più elevati su roccia, e nelle fascia batimetrica superficiale (Fig. 2).

L'abbondanza calcolata secondo le due opzioni (profondità e combinazione profondità/tipologia di fondale) mostra risultati simili (Tab. 2). Il 95% degli individui si trova nel settore compreso dalle fasce batimetriche –2 e –5 m, in questo settore il 62% di individui si trova su roccia e il 33% su Posidonia. Gli individui di taglia commerciabile ammontano al 30% dell'abbondanza totale.

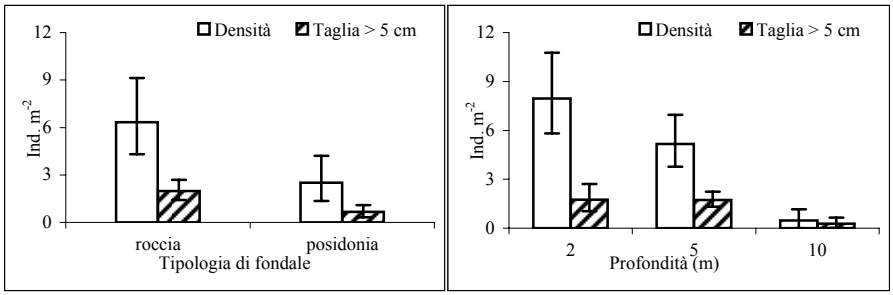


Fig. 2 - Valori medi di densità della popolazione (individui >1 cm per m^2) e densità di individui di taglia commerciale (individui >5 cm per m^2) raggruppati per tipologie di fondale e fasce batimetriche (–2, –5, –10 m).

Mean values of population density (number of individuals with size >1 cm per m^2) and harvestable individual density (number of individuals with size >5 cm per m^2) grouped for seabed typology and depth (–2, –5, –10 m).

Tab. 2 - Abbondanza della popolazione (>1 cm) e degli individui di taglia commerciale (>5 cm) calcolata moltiplicando i dati medi di densità (individui per m^2), raggruppati per profondità e prer combinazione tipologia di fondale-profondità, per le superfici dei rispettivi settori.

Abundance of whole (>1) and commercial (>5) population estimated by multiplying mean density values grouped for depth and for seabed typology-depth combination for the respective surface.

		Popolazione totale > 1 cm				**Popolazione > 5 cm**			
		Densità ind .m^{-2}	Abbondanza ind. x10^6			Densità ind. m^{-2}	Abbondanza ind. x10^6		
	Km^2	Media ± sd	Media	CL -95%	CL +95%	Media ± sd	Media	CL -95%	CL +95%
Profondità									
2 e 5 m	7,81	6,59 ± 0,73	51,49	41,16	64,00	1,74 ± 0,65	13,60	10,15	17,72
10 m	5,48	0,47 ± 0,65	2,57	0,00	6,34	0,27 ± 0,41	1,46	0,16	3,56
Totale	**13,29**		***54,05***	***41,16***	***70,34***		***15,06***	***10,31***	***21,28***
Fondale e profondità									
Roccia (2 e 5 m)	3,94	8,12 ± 0,67	31,97	24,69	41,10	2,36 ± 0,51	9,31	7,10	11,96
P. oceanica (2 e 5 m)	3,87	4,43 ± 0,59	17,15	11,78	24,35	0,89 ± 0,57	3,43	1,62	5,84
10 m	5,48	0,47 ± 0,65	2,57	0,00	6,34	0,27 ± 0,41	1,46	0,16	3,56
Totale	**13,29**		***51,69***	***36,47***	***71,80***		***14,19***	***8,88***	***21,36***

Le curve di cattura calcolate per le diverse profondità evidenziano alla batimetria di 2 m la mortalità è più elevata con un valore (z=1,008) circa il doppio rispetto ai valori riscontrati nelle fasce di 5 e 10 m (z=0,431; z=0,569) (Fig. 3). Ciò evidenzia un maggiore prelievo nella fascia più superficiale, facilmente accessibile per la pesca in apnea e con asta permesse dall'attuale legislazione.

Nella stagione 2003-2004 le licenze individuali rilasciate dall'AMP sono state 130, equivalenti approssimativamente a 7 pescatori per km di costa, escludendo

le Zone A e B in cui non è consentito il prelievo, e la stagione di pesca è stata estesa fino al 20 di aprile per un totale di 171 giorni di cui considerati 105 utili per la pesca.

Le catture potenziali per la stagione sono state quantificate, sulla base delle quote individuali consentite, in 13.6×10^6 individui pari alla quasi totalità dello stock stimato.

Sono stati analizzati inoltre i dati di cattura ricavati da 37 tesserini di prelievo. Estrapolando il dato per le 130 licenze le catture stimate per la stagione 2003-2004 ammontano a 10^6 individui, equivalenti al 7% dello stock.

La differenza fra le catture potenziali e le catture effettive deriva dal fatto che attualmente la raccolta di ricci viene esercitata dai pescatori autorizzati occasionalmente ad integrazione della principale attività di pesca.

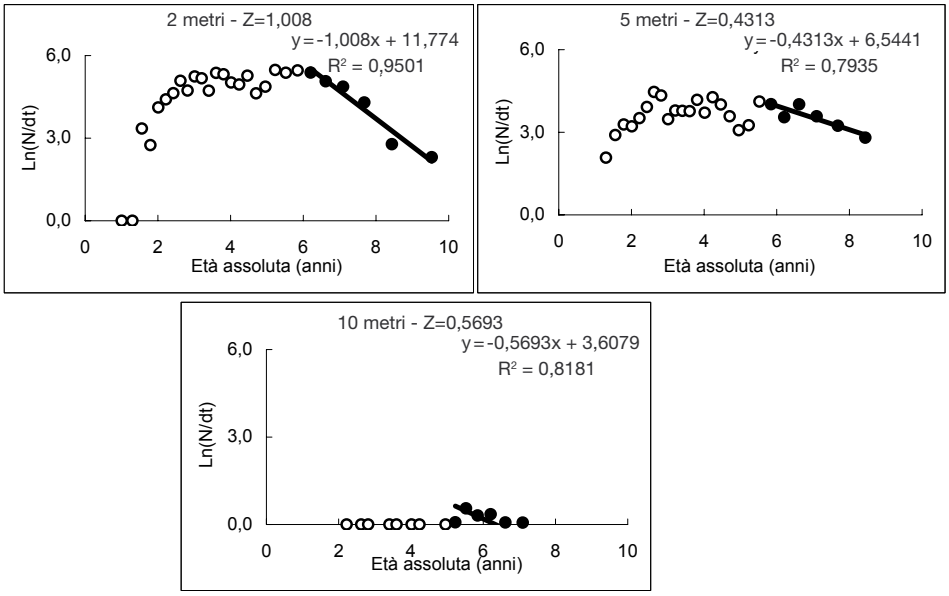


Fig. 3 - Curve di cattura per le diverse fasce batimetriche (–2, –5, –10 m).
Catch curves at different depth zones (–2, –5, –10 m).

Conclusioni

I dati di abbondanza suggeriscono che attualmente la pesca di *P. lividus* nell'AMP ha un impatto limitato sulla popolazione.

La regolamentazione delle tecniche di pesca, più restrittiva rispetto alla normativa regionale che permette il prelievo in immersione ARA, fa si che all'interno dell'AMP la popolazione che si trova a profondità maggiore di 5 m sia maggiormente preservata. Questa può quindi contribuire al reclutamento nella fascia più superficiale.

Tuttavia il rilascio di un maggior numero di licenze o un aumento delle catture, in risposta alla crescente richiesta del mercato, fino alle quote massime con-

sentite dall'attuale regolamentazione, porterebbero ad un depauperamento della popolazione.

I risultati della ricerca rappresentano una base per il monitoraggio dello stato della risorsa da parte dell'Ente Gestore della AMP, per regolamentare il numero delle licenze, le quote di prelievo e il periodo di pesca.

Summary

The aim of this work was to evaluate the total abundance and the stock of harvested sea urchin *Paracentrotus lividus* in the Mediterranean Marine Protected Area Penisola del Sinis Isola di Mal di Ventre, in order to compare abundance data to fish effort and catches. Sea urchin fishery management is in charge to MPA managers, who establish catch quotas, fishery season, authorised fishermen and fishery techniques. The results of this study suggest that actually sea urchin fishery has a low impact on the population. However the increase of market demand can trig the catches, up to the maximum allowed by actual quotas and licence, and lead to an impoverishment of the resource.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Area Marina Penisola del Sinis Isola di Mal di Ventre per la collaborazione e i dati di pesca. Si ringraziano inoltre il Dott. Piergallini e il Dott. De Lucia per il supporto logistico sul campo.

Bibliografia

AZZOLINA J.F. (1988) - Contribution a l'étude de la dynamique des populations de l'oursine comestible *Paracentrotus lividus* (Lamarck). Croissance, recrutement, mortalité, migrations. PhD thesis, Un Aix-Marseille II.

BAROLI M., DE FALCO G., PIERGALLINI G. (2004) - Cartografia ad alta risoluzione dei popolamenti bentonici della fascia costiera dell'Area Marina Protetta del Sinis-Penisola di Mal di Ventre finalizzata alla gestione del diporto nautico. *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 644-646.

BENEDETTI-CECCHI L., BULLERI F., CINELLI F. (1998) - Density dependent foraging of sea urchins in shallow subtidal reefs on the west coast of Italy (western Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **163**: 203-211.

BIANCHI C.N., PRONZATO R., CATTANEO-VIETTI R., BENEDETTI CECCHI L., MORRI C., PANSINI M., CHEMELLO R., MILAZZO M., FRASCHETTI S., TERLIZZI A., PEIRANO A., SALVATI E., BENZONI F., CALCINAI B., CERRANO C., BAVESTRELLO G. (2003) - I fondi duri. *Biol. Mar. Medit.,* **10** (Suppl. 1): 199-232.

BOHNSACK J. (1998) - Application of marine reserves to reef fisheries management. *Australian Journal of Ecology,* **23**: 298-304.

CANCEMI G., BAROLI M., DE FALCO G., AGOSTINI S., PIERGALLINI G., GUALA I. (2000) - Cartografia integrata delle praterie marine superficiali come indicatore dell'impatto antropico sulla fascia costiera. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (2): 509-516.

CELLARIO C., FENAUX L. (1990) - *P. lividus* in culture (Larval and Benthic phases): parameters of growth observed during two years following metamorphosis. *Aquaculture*, **84**: 173-188.

DE FALCO G., MOLINAROLI E., BAROLI M., BELLACICCO S. (2003) - Grain size and compositional trends of sediments from *Posidonia oceanica* meadows to beach shore, Sardinia, Western Mediterranean. *Estuar. Coast. Shelf S.,* **58** (2): 299-309.

DE FALCO G., MOLINAROLI E., BAROLI M., BELLACICCO S. (2004) - Influenza delle praterie di *Posidonia oceanica* sulla composizione dei sedimenti delle spiagge della penisola del Sinis (Sardegna occidentale). *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 671-674.

DE FALCO G., MURRU E., BAROLI M., CANCEMI G., PIERGALLINI G. (2000) - Photo-aerial image processing and sediment analysis as indicators of environmental impact on *Posidonia oceanica* in the Mediterranean sea. In: Pergent G., Pergent-Martini C., Buia M.C., Gambi M.C. (eds), Proc. 4th International Seagrass Biology Workshop, Balagne Corsica (France), 26 Sept.-2 Oct 2000. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (2): 349-352.

JENSEN M. (1969) - Age determination of echinoids. *Sarsia,* **37**: 41-44.
KEMPF M. (1962) - Recherches d'écologie comparée sur *Paracentrotus lividus* (Lmk) et *Arbacia lixula* (L.). *Rec. Trav. St. Mar. End.,* **25** (39): 47-116.
MURRAY S.N., AMBROSE R.F., BOHNSACK J.A., BOTSFORD L.W., CARR M.H., DAVIS G.E., DAYTON P.K., GOTSHALL D., GUNDERSON D.R., HIXON M.A, LUBCHENCO J., MANGEL M., MACCALL A., MCARDLE D.A., OGDEN J.C., ROUGHGARDEN J., STARR R.M., TEGNER M.J., YOKLAVICH M.M. (1999) - No-take reservenetworks: sustaining fishery populations and marine ecosystems. *Fisheries*: 11–25.
PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C., CLABAUT P., PERGENT G. (1998) - Mapping of *Posidonia oceanica* using aerial photographs and side scan sonar: application off the island of Corsica. *Estuar. Coast. Shelf S.,* **47** (3): 359-368.
PINNEGARD J.K., POLUNIN N.V.C., FRANCOUR P., BADALAMENTI F., CHEMMELLO R., HARMELIN-VIVIEN M.L., HEREU B., MILAZZO M., ZABALA M., D'ANNA G., PIPITONE C. (2000) - Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lesson for fisheries and protected-area management. *Environ. Cons.,* **27** (2): 179-200.
TURON X., GIRIBET G., LOPEZ S., PALACIN C. (1995) - Growth and population structure of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in two contrasting habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **122**: 193-204.

Lavoro eseguito con contributo del progetto Scienze e Tecnologie Marine – Cluster Acquacoltura, finanziato dal MIUR.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 334-340

S. Bevilacqua, A. Terlizzi, S. Fraschetti, G.F. Russo*

Dipartimento di Scienze e Tecnologie Ambientali, CoNISMa, Università di Lecce,
Via Prov.le Monteroni - 73100 Lecce, Italia.
stanislao.bevilacqua@unile.it
*Dip. di Scienze per l'Ambiente, Università di Napoli "Parthenope", Italia.

EFFECT OF PROTECTION ON RECOVERY TRAJECTORIES OF HARD SUBSTRATE SESSILE ASSEMBLAGES

EFFETTO DELLA PROTEZIONE SULLE TRAIETTORIE DI RECUPERO DEI POPOLAMENTI SESSILI DI SUBSTRATO DURO

Abstract

In spite of their central role in the conservation of marine systems, MPAs are still poorly investigated as suitable tools in mitigating the effects of human disturbance. This manipulative study was designed to test the putative effect of protection on patterns of recovery of benthic assemblages impacted by a strong human disturbance (i.e., the date mussel Lithophaga lithophaga - *Mitilydae: Mollusca - fishery, one of the most harmful human activity affecting subtidal rocky habitats in the Mediterranean Sea). The effect of this destructive fishery was experimentally simulated at one full-protected location (P) and in two control locations (Cs) in the MPA of Punta Campanella (Campania, SW Italy). At each location, six plots of rocky surface were randomly individuated on sub-vertical walls at 4-6 m depth. Three of these were experimentally disturbed and three served as reference. Plots were sampled in five occasions during a period of 20 months.*

Multivariate analyses revealed significant differences between P versus Cs in patterns of assemblage recovery, indicating that, in P, the recovery was faster than in Cs. Our results suggested that MPAs have the potential to enhance recovery of disturbed assemblages, and call for further studies to establish cause-effect relations underlying this potential. Understanding the role of protection in influencing the response of marine systems to a variety of human disturbances is strongly needed, in order to integrate the preventive action of authorities with an effective policy of mitigation of human impact in coastal management.

Key-words: *marine parks,* Lithophaga lithophaga*, benthos, recovery.*

Introduction

The establishment of Marine Protected Areas (MPAs) has the potential to induce significant changes in the structure of protected assemblages (Halpern, 2003) and, in principle, also in their ecological properties, including the response to disturbance and the recovery ability (Bellwood *et al*., 2004). To date, little is known about the role of MPAs in influencing patterns of recovery of disturbed assemblages, which is one of the major challenges in conservation (Dayton *et al*., 2000; Lubchenco *et al*., 2003). Since the marine biota is experiencing an increasing and widespread process of degradation due to the effect of human activities (Hixon *et al*., 2001; Burbridge & Humphrey, 2003), understanding the role of protection in mitigating the effects of human disturbances is strongly needed (Edwards, 1998; Epstein *et al*., 2005) in order to couple the preventive action of conservation with suitable strategies supporting systems' resilience (Hughes *et al*., 2003).

This study, first investigate the effects of full protection on recovery dynamics of benthic sessile assemblages affected by a strong human impact, i.e., the date mussel *Lithophaga lithophaga* fishery (hereafter, date mussel fishery, DMF). A

manipulative experiment, entirely creating the impact of DMF, within a no-take, no access MPA and in multiple unprotected control locations was carried out to text the null hypothesis that full protection has no effects on patterns of recovery of disturbed assemblages.

Materials and methods

Experimental treatment and sampling design

The experiment was set up on April 2003, at Punta Campanella, Campania (SW Italy). One of the three locations was situated inside a no-take, no-access marine protected area (hereafter indicated as *P*). The other two were randomly selected from a set of possible locations individuated in preliminary surveys, characterized by comparable environmental conditions to *P* in terms of nature of substrate, wave exposure, slope and type of assemblage, and served as controls (hereafter indicated as *Cs*). Locations were separated at least by 2 km. At each location, six square plots of rocky surface (≈4 m^2) were randomly individuated on sub-vertical walls at 4-6 m depth. Three of the six plots were randomly selected to receive the experimental treatment and three were not manipulated and served as reference conditions. The experimental treatment consisted in scraping organisms from substrate and breaking rocks using picks and sledgehammers to collect *L. lithophaga* specimens leaving their holes empty (i.e., the DMF impact). Plots were sampled five times, separated by at least three months, from April 2003 to November 2004 (i.e., April and July 2003, January, May and November 2004).

In each sampling occasion, five randomly located replicate-quadrates of 16×25 cm were photographed in each plot for a total amount of 450 samples. The slides were analyzed under a binocular microscope and the abundance of sessile macrobenthic organisms were estimated by visual percent cover estimation (see Dethier *et al*., 1993).

Statistical analyses

A distance-based permutational MANOVA (PERMANOVA, Anderson, 2001a; McArdle & Anderson, 2001) tested the null hypothesis of no differences in patterns of recovery of disturbed assemblages between protected and unprotected locations. The analysis was based on Bray-Curtis dissimilarities on untransformed data (450 samples and 72 variables) and each term in the analysis was tested by 4999 random permutations of appropriate units (Anderson, 2001b; Anderson & ter Braak, 2003). The experimental design consisted of 4 factors: Time (Ti, 5 levels, fixed), Treatment (Tr, fixed, crossed to Ti), Location (Lo, 3 levels, random, crossed with Ti and Tr), and plot (Pl, 3 levels, random, nested in Tr×Lo interaction), with n=5 replicates.

The design was asymmetrical (Underwood, 1994; Glasby, 1997) due to the presence of a single protected location. Full details on the analytical procedures in asymmetrical designs are reported elsewhere (Terlizzi *et al*., 2005). The analysis was done using the computer programs DISTLM.exe and PERMANOVA.exe (Anderson, 2005).

Multivariate patterns of differences between disturbed and undisturbed plots across locations were visualized, for each of the five times of sampling, by non-metric multi-dimensional scaling (nMDS) of plots' centroids. To obtain centroids, Principal Coordinates were first calculated from the Bray-Curtis dissimilarity

matrix among all pairs of the 90 units (i.e., the number of observations for each time of sampling) and the arithmetic mean of these coordinates was then calculated from units within each plot. All nMDS plots were obtained using the PRIMER computer program (Clarke & Gorley, 2001).

Results

PERMANOVA on the full multivariate data set revealed the non-significance of the interaction term Ti×Tr×*Cs* (Tab. 1), suggesting that the temporal pattern of recovery of disturbed assemblages did not differ between *Cs*. The analysis also detected the presence of a significant Ti×Tr×*P*-v-*Cs* interaction, indicating that temporal changes of disturbed assemblages at *P* were distinct from those occurring, on average, at *Cs* and suggesting a significant effect of protection in modifying the temporal trajectory of the response of assemblages to disturbance.

Tab. 1 - PERMANOVA analyses testing differences in patterns of assemblages' recovery between protected versus control locations.
PERMANOVA condotta per testare le differenze nelle modalità di recupero dei popolamenti tra località protetta e località di controllo

Source of variation	df	SS	MS	*F*	p	MS_{denom}	Permutable units
Time = Ti	4	175591.76	43897.94				
Treatment = Tr	1	95626.45	95626.45				
Location = Lo	2	136681.45	68340.72				
Controls = *Cs*	1	34076.71	34076.71				
P-vs-Cs	1	102604.74	102604.74				
Plot (Tr × Lo) = Pl(Tr × Lo)	12	39450.54	3287.54				
Pl(Tr × *Cs*)	8	29385.24	3673.15				
Pl(Tr × *P-vs-Cs*)	4	10065.30	2516.32				
Ti × Tr	4	45865.46	11466.37				
Ti × Lo	8	66100.24	8262.53				
Ti × *Cs*	4	22294.06	5573.51				
Ti × *P-vs-Cs*	4	43806.19	10951.55				
Ti x Pl(Tr × Lo)	48	93114.17	1939.88				
Ti × Pl(Tr × *Cs*)	32	67888.82	2121.53				
Ti × Pl(Tr × *P-vs-Cs*)	16	25225.35	1576.58				
Tr × Lo	2	36975.33	18487.66				
Tr × *Cs*	1	13280.05	13280.05				
Tr × *P-vs-Cs*	1	23695.27	23695.27				
Ti × Tr × Lo	8	26139.12	3267.39	1.684	0.009	Ti × Pl(Tr × Lo)	90 Ti × Pl(Tr × Lo) cells
Ti × Tr × *Cs*	4	8329.49	2082.37	0.982	0.465	Ti × Pl(Tr × *Cs*)	60 Ti × Pl(Tr × *Cs*) cells
Ti × Tr × *P-vs-Cs*	4	17809.62	4452.41	2.295	0.003	Ti × Pl(Tr × Lo)	90 Ti × Pl(Tr × Lo) cells
Residual	360	298683.75	829.68				
Res *Cs*	240	231961.82	966.51				
Res *P*	120	66721.94	556.02				

Such patterns were clearly portrayed by nMDS ordinations of plots' centroids (Fig. 1). At the beginning of the experiment (Fig. 1a), disturbed plots were all well separated by the undisturbed ones (as expected). By Time 2 (three months after the experimental disturbance), however, symbols corresponding to the disturbed plots of the protected location (indicated as black triangles in Fig. 1b-e)

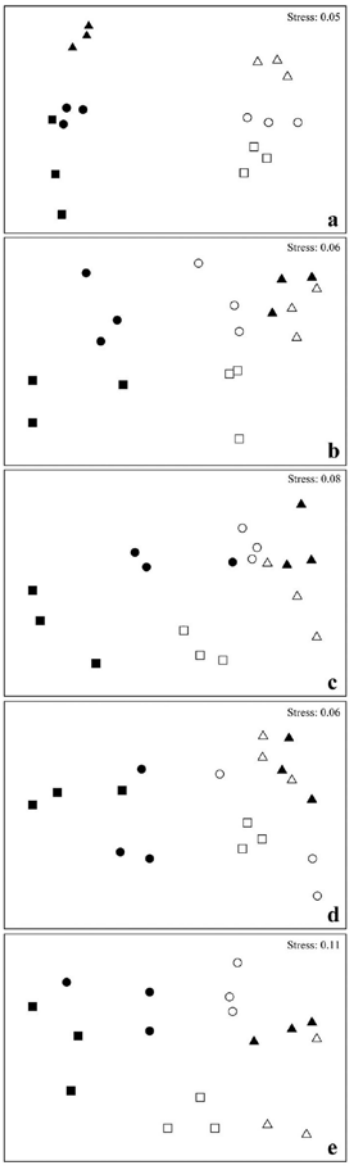


Fig. 1 - Non-metric multidimensional scaling ordinations (nMDS) of plots' centroids of each location at (a) the first, (b) the second, (c) the third, (d) the fourth and (e) the fifth time of sampling. Triangles = protected location (P); circles = Control location 1 (C1); squares = Control location 2 (C2). Black symbols = disturbed plots; white symbols = undisturbed plots.

Non-metric multidimensional scaling ordinations (nMDS) calcolato sui centroidi dei plot relativi ad ogni località nella (a) prima, (b) seconda, (c) terza, (d) quarta e (e) quinta data di campionamento. Triangoli = località protetta (P); cerchi = località di controllo 1 (C1); quadrati = località di controllo 2 (C2). I simboli in nero si riferiscono ai plot trattati, quelli in bianco ai plot non trattati.

moved towards the right-hand side of the diagrams (i.e., that characterized by the assemblages in the undisturbed plots). Disturbed plots from *Cs*, regardless of the time of sampling, were all located in the left-hand side of the diagrams, indicating that the level of dissimilarity between disturbed and undisturbed plots at *Cs* did not change too much through time (Fig. 1).

Conclusions

The dramatic effects of DMF on benthic assemblages overlap the outcome of a wide range of human impacts involving strong mechanical disturbance (such as coral mining, trawling, dredging, anchoring), which basically lead to extensive habitat destruction and free secondary space in subtidal systems (Dayton *et al*., 1995). Moreover, interactive biological factors, such as sea urchins' grazing and recruitment success, may compromise systems' resilience maintaining at early stages secondary successions in disturbed patches (Nystrom *et al*., 1998). In such cases, recovery after disturbance may take long time, both for structural components and processes, depending on the length of reproductive cycles and the complexity of inter-specific relationships in high-structured marine systems (Watling & Norse, 1998; Micheli *et al*., 2005).

Our results suggest that protection have the potential to improve the recovery of subtidal assemblages after disturbance, enhancing the recolonization of dominant taxonomic groups and accelerating recolonization processes without changing the direction of recovery trajectories toward different assemblages' structures. Thus, even though large-scale processes, such as external larval supply, could be fundamental in recolonization of disturbed patches, their outcomes are likely to be strongly influenced by local factors and protection may explicate its action on recovery dynamics mostly influencing small-scale processes such as competitive trade-offs and herbivory. Processes and dynamics underlying the recovery of assemblages impacted by human disturbance, however, are likely to show substantial variations in dependence of habitat features and organisms involved requiring detailed, long-term experimental inspections to assess the potential effect of protection on ecological properties such as systems' resilience. The effectiveness of MPAs in insuring the long-term persistence of assemblages is still poorly understood and calls for further acknowledgements to ascertain if these protection tools are the necessary and sufficient conditions in marine conservation, or if alternative strategies should be integrated to mitigate human disturbance, improving the management of coastal and marine systems.

Riassunto

L'istituzione di un'Area Marina Protetta (AMP) può causare cambiamenti nella struttura e nel funzionamento dei popolamenti, compresa la risposta al disturbo e la capacità di recupero rispetto ad aree non soggette a regimi di protezione. Il ruolo della protezione nella mitigazione di impatti preesistenti resta ancora poco esplorato, nonostante la sempre più pressante necessità di strumenti efficaci per il ripristino dei sistemi compromessi dalle attività antropiche. Questo studio ha lo scopo di indagare l'effetto della protezione sulle modalità di recupero di popolamenti bentonici sessili di substrato duro danneggiati da un forte impatto di natura antropica, rappresentato, nel caso specifico, dalla pesca del dattero di mare (il mollusco bivalve *Lithophaga lithophaga*, L.). L'esperimento è stato condotto nell'AMP di Punta Campanella (Campania) al cui interno sono state individuate tre località di studio. Una di queste si trova in una zona A, a protezione integrale (P), le altre due (C1 e C2), di riferimento, sono state scelte randomicamente fra alcune località non protette integralmente. In ciascuna delle tre località sono

stati individuati 6 plot (superfici quadrate di circa 4 m^2 ognuna) su pareti rocciose sub-verticali alla profondità di circa 4-6 m. Di questi, 3 sono stati trattati sperimentalmente e 3 sono serviti da controllo. Il trattamento consisteva nell'estirpare il popolamento bentonico dal substrato, attraverso l'uso di martelli e scalpelli, al fine di estrarre dalla roccia gli esemplari di *L. lithophaga* ricreando integralmente, quindi, il disturbo arrecato dai pescatori di datteri di mare. I plot sono stati campionati in 5 date, separate da almeno tre mesi, nel periodo compreso tra aprile 2003 e novembre 2004. In ogni data e per ogni plot, sono stati acquisiti 5 campioni fotografici di 16×25 cm, per un totale di 450 unità di campionamento. Le diapositive sono state analizzate in laboratorio mediante l'uso di tecniche di stima visuale, valutando l'identità e l'abbondanza (in termini di copertura percentuale) dei singoli taxa. Le analisi multivariate hanno mostrano che le modalità di recupero dei popolamenti disturbati differiscono fortemente tra P e i controlli (C1 e C2), rivelando che, nella località protetta, il recupero dei popolamenti verso le condizioni precedenti al trattamento sperimentale è avvenuto più velocemente che nei controlli. I risultati, quindi, indicano un possibile effetto della protezione sulle traiettorie di recupero dei popolamenti disturbati. Data la natura descrittiva dell'esperimento non è possibile discriminare tra i processi alla base delle differenti risposte al disturbo tra popolamenti protetti e non. Questo studio, tuttavia, sottolinea l'esigenza di comprendere il ruolo svolto dalla protezione nell'influenzare le modalità di risposta ad una varietà di disturbi potenziali, al fine di integrare l'azione preventiva delle autorità con una politica efficace di mitigazione del disturbo antropico sulla fascia costiera.

References

ANDERSON M.J. (2001a) - A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Aust. Ecol.*, **26**: 32-46.

ANDERSON M.J. (2001b) - Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **58**: 626-639.

ANDERSON M.J., ter BRAAK C.J.F. (2003) - Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. *J. Statist. Comp. Sim.*, **73**: 85-113.

ANDERSON M.J. (2005) - DISTLM v.2: a FORTRAN computer program to calculate a distance-based multivariate analysis for a linear model. Department of Statistics, University of Auckland. http://www.stat.auckland.ac.nz/~mja/Programs.htm

BELLWOOD D.R., HUGHES T.P., FOLKE C., NYSTROM M. (2004) - Confronting the coral reef crisis. *Nature*, **429**: 827-833.

BURBRIDGE P., HUMPHREY S. (2003) - Introduction to special issue on the European Demonstration Programme on integrated coastal zone management. *Coast. Manage.*, **31**: 121-126.

CLARKE K.R., GORLEY R.N. (2001) - PRIMER v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, United Kingdom.

DAYTON P.K., THRUSH S.F., AGARDY T.M., HOFMAN R.J. (1995) - Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv.*, **5**: 205-232.

DAYTON P.K., SALA E., TEGNER M.J., THRUSH S. (2000) - Marine reserves: Parks, baselines, and fishery enhancement. *Bull. Mar. Sci.*, **66**: 617-634.

DETHIER M.N., GRAHAM E.S., COHEN S., TEAR L.M. (1993) - Visual versus random-point percent cover estimation: 'objective' is not always better. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **96**: 93-100.

EDWARDS A. (1998) - Rehabilitation of coastal ecosystems. *Mar. Poll. Bull.*, **37**: 371-372.

EPSTEIN N., VERMEIJ M.J.A., BAK R.P.M., RINKEVICH B. (2005) - Alleviating impacts of anthropogenic activities by traditional conservation measures: can a small reef reserve be sustainedly manages? *Biol. Conserv.*, **121**: 243-255.

GLASBY T.M. (1997) - Analysing data from post-impact studies using asymmetrical analyses of variance: a case study of epibiota on marinas. *Aust. J. Ecol.*, **22**: 448-459.

HALPERN B.S. (2003) - The impact of marine reserve: do reserves work and does reserve size matter? *Ecol. Appl.*, **13**: S117-S137.

HIXON M.A., BOERSMA P.D., HUNTER M.L. Jr., MICHELI F., NORSE E.A., POSSINGHAM H.P., SNELGROVE P.V.R. (2001) - Oceans at risk: Research priorities in marine conservation biology. In: Soule M.E., Orians G.H. (eds), *Conservation Biology: Research Priorities for the Next Decade*. Island Press, Covelo, California, USA: 100-125.

HUGHES T.P., BAIRD A.H., BELLWOOD D.R., CARD M., CONNOLLY S.R., FOLKE C., GROSBERG R., HOEGH-GULDBERG O., JACKSON J.B.C., KLEYPAS J., LOUGH J.M., MARSHALL P., NYSTROM M., PALUMBI S.R., PANDOLFI J.M., ROSEN B., ROUGHGARDEN J. (2003) - Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*, **301**: 929-933.

LUBCHENCO J., PALUMBI S.R., GAINES S.D., ANDELMAN S. (2003) - Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecol. Appl.*, **13**: S53-S57.

McARDLE B.H., ANDERSON M.J. (2001) - Fitting multivariate models to community data: A comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, **82**: 290-297.

MICHELI F., BENEDETTI-CECCHI L., GAMBACCINI S., BERTOCCI I., BORSINI C., OSIO G.C., ROMAN F. (2005) - Cascading human impacts, marine protected areas, and the structure of Mediterranean reef assemblages. *Ecol. Monogr.*, **75**: 81-102.

NYSTROM M., FOLKE C., MOBERG F. (1998) - Coral reef disturbance and resilience in a huma-dominated environment. *Trends Evol. Ecol.*, **15**: 413-417.

TERLIZZI A., BENEDETTI-CECCHI L., BEVILACQUA S., FRASCHETTI S., GUIDETTI P., ANDERSON M.J. (2005) - Multivariate and univariate asymmetrical analyses in environmental impact assessment: a case study of Mediterranean subtidal sessile assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **289**: 27-42.

UNDERWOOD A.J. (1994) - On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecol. Appl.*, **4**: 3-15.

WATLING L., NORSE E.A. (1998) - Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: A comparison to forest clear-cutting. *Conserv. Biol.*, **12**: 1180-1197.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 341-347

A. Ciccolella[1], G. Bello[1, 2]

[1]Area Marina Protetta di Torre Guaceto, Via Sant'Anna, 6 - 72012 Carovigno (BR), Italia.
[2]Indirizzo permanente: Arion, C.P. 61 - 70042 Mola di Bari (BA), Italia.
giabello@libero.it

LO STUDIO DELLE TANATOMALACOCENOSI PER LA DEFINIZIONE DELLA MALACODIVERSITÀ NELLE AREE MARINE PROTETTE

THE STUDY OF THANATOCOENOSES AS A METHOD TO DEFINE MALACODIVERSITY IN MARINE RESERVES

Abstract

Advantages and disadvantages of mollusc thanatocoenosis surveys as a no-impact method to acquire information on adjacent malacocoenoses are dealt with in this note, with special reference to Marine Reserves (MRs). Disadvantages are: no complete information on the composition of the malacofauna, species-wise as well as percentage-wise; unsatisfactory information on the demographic structure of mollusc populations; risk of allochthonous species occurrence; no gathering of new ecology data; unavailability of mollusc soft parts for taxonomic, anatomical, biological, pathological, toxicological purposes. Advantages are: no impact on biocoenoses; ethical and educational added value that positively contributes to the public reputation of MRs; increased chance to collect rare species; large availability of shells of some species to use for further studies; effortless and very low cost sampling. The survey of thanotocoenoses as a soft method to study malacocoenoses may be highly appreciated and adopted in MRs since no animal is killed to make research.

Key-words: *death assemblage, biodiversity, Mollusca, marine parks, surveys.*

Introduzione

La progressiva consapevolezza, negli ultimi decenni, della gravità dell'erosione della biodiversità globale (si veda, ad esempio, la "Conferenza mondiale di Rio de Janeiro" del 1992 scaturita dalle serie preoccupazioni per l'impoverimento della biosfera), ha indicato la preminente funzione di parchi e riserve naturali: salvaguardare la diversità biologica, intesa come varietà degli organismi viventi di tutti gli ecosistemi ed i complessi ecologici di cui fanno parte.

Limitando il nostro discorso alle Aree Marine Protette (AMP), il loro ruolo di primaria importanza per la conservazione, a tutti i livelli, della biodiversità marina è evidenziato da molteplici indicatori: integrità delle coste e dei fondi, ricchezza specifica, numerosità di individui animali e vegetali (per l'AMP di Torre Guaceto si veda, ad esempio, Guidetti *et al*., 2006).

Per la corretta conduzione delle AMP sono indispensabili studi scientifici approfonditi, sui cui risultati basare la gestione. In particolare, per proteggere e conservare la biodiversità, è necessario monitorarla. Ben sappiamo, però, che i metodi standard per lo studio delle biocenosi sono perlopiù invasivi e distruttori di organismi viventi (seppure su piccola scala, in una minoranza di casi). Essi sono, pertanto, concettualmente antitetici alla funzione primaria di conservazione della biodiversità delle AMP, nelle quali, fra l'altro, vige il divieto di cattura, raccolta e danneggiamento delle specie animali e vegetali (per l'Italia: Legge Quadro sulle Aree Protette, n. 394/1991). Al fine di ottemperare a tali esigenze sono state

sviluppate metodologie di indagine rispettose dell'ambiente, quali ad esempio censimenti visivi e fotografici (Marconato *et al.*, 1996).

In questa nota vogliamo discutere alcuni aspetti relativi allo studio di tanatocenosi a molluschi (tanatomalacocenosi) quale metodo poco invasivo e distruttivo per acquisire informazioni sulle biocenosi a molluschi (malacocenosi) di AMP. Le considerazioni qui esposte scaturiscono da ricerche condotte ed in corso nell'AMP di Torre Guaceto (provincia di Brindisi; Adriatico sud-orientale), aventi per oggetto un ricco deposito organogeno di spiaggia, prevalentemente costituito da resti di molluschi conchigliati (Bello *et al*., 2002, 2006), nonché dal confronto con la letteratura scientifica. Riteniamo che tali considerazioni siano estensibili ad altre AMP.

Malacocenosi e tanatomalacocenosi

I molluschi, soprattutto gasteropodi e bivalvi, costituiscono una componente primaria di tutte le biocenosi litorali (Chemello e Russo, 1997, per il Mediterraneo occidentale; Bello *et al.,* 1982, per l'Adriatico meridionale; Pinn e Robertson, 2003, per l'Atlantico nord-orientale). Ciò vale anche per l'AMP di Torre Guaceto, dove è presente tutta una varietà di habitat costieri (osservazioni personali). I molluschi, pertanto, rappresentano una frazione essenziale, che non può essere ignorata, della biodiversità totale di un'area.

Al fine di acquisire informazioni sulla composizione della malacofauna, viene qui considerato lo studio delle tanatomalacocenosi. È opportuno sottolineare che l'esame dei depositi di conchiglie non rappresenta di per sé una novità, bensì uno sperimentato strumento per raccogliere informazioni scientifiche di varia natura; si vedano ad esempio gli studi di Luque e Templado (1981) e Garcia Gomez (1983), relativi a tanatomalacocenosi spiaggiate, e quello di Giacobbe e Spanò (1997) su tanatocenosi sommerse; si veda, inoltre, il nuovo approccio metodologico proposto da Warwick e Light (2002) e Warwick e Turk (2002). Ricordiamo, infine, che l'osservazione di sedimento conchiglifero è una pratica piuttosto diffusa anche fra i malacologi amatoriali, finalizzata all'acquisizione di microconchiglie.

Il suddetto metodo alternativo si fonda su due presupposti. Primo, le ricerche svolte in vari distretti mediterranei ed extra-mediterranei hanno mostrato una buona rappresentatività, da parte delle conchiglie spiaggiate, delle biocenosi presenti nelle zone sommerse limitrofe; si vedano, in merito, le considerazioni di Warwick e Turk (2002). Secondo, esistono informazioni sull'habitat preferenziale di molti molluschi mediterranei che consentono di attribuire con un buon grado di attendibilità diverse specie campionate alle varie biocenosi.

Risultati e conclusioni

La malacodiversità è una componente rilevante della biodiversità complessiva, non solo per il ruolo giocato nei vari ecosistemi dai molluschi quali organismi viventi (Chemello *et al.*, 2000), ma anche per la funzione che essi svolgono in qualità di produttori di conchiglie e, quindi, di "ingegneri di ecosistemi" (azione svolta con diverso grado di complessità passando dalla singola conchiglia agli imponenti aggregati di conchiglie, fra i quali i depositi organogeni di spiaggia) (Gutiérrez *et al.*, 2003). I risultati degli studi sulle tanatomalacocenosi consentono alcune considerazioni d'ordine generale. È evidente che tale tipo di studi presenta

aspetti positivi e negativi, che vanno tenuti in debito conto, in relazione ai risultati desiderati.

A nostro avviso, gli svantaggi dello studio delle tanatocenosi quale mezzo per definire la biodiversità malacologica di un'area sono essenzialmente:

- Incompletezza della rappresentatività. Nel caso di Torre Guaceto (Bello *et al.*, 2006), nonostante il numero consistente di specie rinvenute (129), è evidente che esse non rappresentano l'intero catalogo dei molluschi presenti nelle malacocenosi limitrofe. Mancano del tutto, ad esempio, rappresentanti di Polyplacophora. Malgrado la generale minuta dimensione delle conchiglie spiaggiate, non sono rappresentate intere famiglie di micromolluschi, quale Caecidae (Gastropoda), che sono normalmente presenti nelle tanatocenosi spiaggiate simili per composizione a quella studiata. Non sono rappresentati, inoltre, gli organismi a conchiglia ridotta o del tutto assente, quali molti opistobranchi, e la maggior parte dei cefalopodi. È difficile avere idea dell'esatta entità dell'incompletezza della rappresentatività senza il confronto con liste specifiche delle biocenosi limitrofe. In particolare, Warwick e Light (2002) e Warwick e Turk (2002) evidenziano come la morfologia della costa e la tipologia degli habitat sommersi influenzino l'assemblaggio delle tanatomalacocenosi e, quindi, la loro rappresentatività. Ciò vale, tuttavia, in diversa misura, anche per i metodi standard di prelievo. Non è un caso se sono state messe a punto metodologie statistiche miranti a limitare l'incertezza del campionamento e a valutare la rappresentatività del campione, come quelli connessi al concetto di "area minima" e di "volume minimo" (Cain e Olivera Castro, 1959). I limiti intrinseci del campionamento divengono ancora più gravi nel caso di un taxon ecologicamente tanto diversificato come quello dei Molluschi, che vede distribuiti i suoi membri dalla superficie del mare, alla colonna d'acqua, ai fondi di natura più varia, e persino sopra e dentro altri esseri viventi.
- Mancanza della proporzione originale fra le specie. La proporzione fra i diversi molluschi della tanatocenosi non corrisponde a quella reale delle varie biocenosi, anzi può esserne molto distante. Questo aspetto dipende da vari fattori, alcuni dei quali sono anche responsabili di quanto detto al punto precedente. La fluitazione e lo spiaggiamento delle diverse conchiglie dipende in larga misura dalla loro forma e dalle loro dimensioni, da cui dipendono la resistenza al trasporto da parte dei movimenti dell'acqua. Anche il tempo di permanenza delle conchiglie nell'ambiente prima del loro definitivo accumulo e/o seppellimento costituisce un fattore molto influente sulla composizione delle tanatocenosi.
- Mancanza di rappresentatività della struttura demografica delle popolazioni. L'esame dei campioni dell'AMP di Torre Guaceto ha rivelato differenze dimensionali statisticamente significative, anche nell'ambito di una stessa specie, delle conchiglie raccolte in tre zone diverse lungo la spiaggia (Bello *et al.*, 2006) a dimostrazione della selezione per dimensione dei meccanismi di spiaggiamento. Negli stessi campioni è stata rivelata la scarsa presenza di esemplari giovanissimi, nonostante il fatto che la mortalità, in termini di frazione di coorte, è di norma più elevata nelle prime fasi di vita (ci riferiamo comunque alle fasi *post-settlement*). Infatti, nelle tanatocenosi si riscontrano generalmente distribuzioni delle frequenze dimensionali delle conchiglie di tipo gaussiano, in cui sono poco rappresentate le classi minori, contrariamente a quanto avviene per le comunità viventi (Babin e Glemarec, 1971); tale fenomeno supporta

ulteriormente l'ipotesi della selettività meccanica degli spiaggiamenti. Inoltre le differenze fra le distribuzioni di frequenza relative alle popolazioni viventi e le corrispondenti conchiglie sedimentate, sono evidenti soprattutto per le sabbie grossolane (Kidwell, 2002).

- Rischio di presenza di specie alloctone. L'utilizzo di resti scheletrici per definire la distribuzione delle specie non è scevro da rischi, come è dimostrato dalla segnalazione di elementi esotici nei nostri mari sulla base della sola conchiglia; si vedano i diversi casi di "inquinamento malacologico" ad opera dell'Uomo (ad esempio, il caso dei micromolluschi esotici presenti nei sedimenti delle scatole di "vermi" per pescare, anellidi provenienti da varie parti del mondo, rinvenuti all'Isola d'Elba da Mietto e Quaggiotto, 1985). Nella fattispecie, il rischio di rinvenire specie alloctone nei campioni di sedimento spiaggiato non concerne eclatanti specie esotiche, bensì, più subdolamente, conchiglie di specie presenti nelle zone prossime all'AMP e che tuttavia sono qui assenti; da ciò deriverebbe un'erronea informazione difficilmente emendabile. Tale rischio è più alto nel caso di conchiglie a galleggiamento positivo o neutro, come gli ossi di seppia.
- Impossibilità di acquisire nuove informazioni ecologiche. Il rinvenimento dei soli resti spiaggiati non consente di stabilire l'esatta provenienza del singolo mollusco e, quindi, soprattutto per i micromolluschi, di ottenere nuovi dati sulla sua ecologia.
- Impossibilità di effettuare studi sulle parti molli dei molluschi. La conchiglia riveste grande importanza ai fini sistematici, ma non è l'unico elemento da utilizzare. Negli ultimi decenni, si è fatto sempre più uso del corpo dei molluschi conchigliati per definirne la tassonomia. Inoltre, il corpo è necessario per le ricerche di natura anatomica, anatomo-patologica (ad esempio *imposex*), biologica, nonché tossicologica (presenza di metalli pesanti e altri inquinanti).

A fronte di tali svantaggi nello studio delle tanatomalacocenosi, alcuni dei quali limitanti per determinati scopi, si possono registrare alcuni vantaggi, fra i quali:

- Nessun impatto sulle biocenosi. I prelievi di organismi viventi comportano quasi sempre la loro morte. Oltre a ciò, nella maggior parte dei casi, con i normali metodi di prelievo si arreca un qualche disturbo all'intera biocenosi, con l'uccisione anche di organismi non-bersaglio. Ciò è ben noto a tutti gli operatori nel settore della ricerca marina.
- Valenza educativa. L'assenza di impatto negativo sulle biocenosi, oltre al vantaggio in sé – sia pur minimo in alcuni casi – assume un grande valore morale ed educativo nei confronti dei fruitori dell'AMP e, più in generale, di tutti i cittadini. Inoltre, se ciò è portato a conoscenza dei cittadini, possono derivarne riflessi positivi per l'immagine pubblica dell'AMP, che potrà vantare una gestione rispettosa in massimo grado della natura.
- Abbondanza di conchiglie di alcune specie. Ciò vale per le specie i cui resti scheletrici vengono spiaggiati in gran copia, ad esempio, *Bittium reticulatum, Tricolia pullus, Alvania cimex, Striarca lactea, Glans trapezia* (Bello *et al.*, 2002). La disponibilità di numerosissimi esemplari di una determinata specie rappresenta la buona occasione per effettuare studi conchigliologici di natura tassonomica (a complemento delle osservazioni condotte sulle parti molli), ma non solo. Si pensi ad indagini su variabilità conchigliare *ex-forma* ed *ex-colore*;

varietà popolazionistiche; biometria; teratologia; predazione subita da parte di molluschi gasteropodi e, in minor misura, cefalopodi ottopodi, i quali scavano la conchiglia della preda, lasciandovi un foro circolare (La Perna, 1992).
- Rinvenimento di specie rare. Lo studio delle tanatomalacocenosi ha il grande pregio di consentire la raccolta anche di alcune specie raramente o difficilmente reperibili viventi (Luque e Templado, 1981).
- Rinvenimento di specie esotiche. In alcuni casi, la prima segnalazione in ambito mediterraneo di specie esotiche si è avuta grazie al ritrovamento di loro resti spiaggiati. Si veda Ghisotti e Rinaldi (1976) per il bivalve *Scapharca inaequivalvis* e Mienis (2003) per *Sepia pharaonis*.
- Estrema facilità di raccolta. Questo aspetto è immediatamente evidente. In ambiente emerso è tutto più semplice rispetto alle raccolte nel mare, sia che avvengano in immersione subacquea, sia da un'imbarcazione. È possibile raccogliere campioni in qualsiasi stagione dell'anno. È possibile effettuare raccolte quantitative, come pure raccolte mirate alle conchiglie di una determinata specie.
- Costi bassissimi. Ciò concerne tanto il prelievo vero e proprio, quanto la conservazione del materiale raccolto, che, essendo morto, non richiede né l'uso di liquidi conservanti – rammentiamo per inciso la tossicità di certi fissativi – né l'uso del freddo (refrigerazione o congelazione). I costi di una ricerca possono costituire, in molti casi, un fattore limitante.
- Risparmio di tempo. Questo vantaggio, come il precedente, è direttamente collegato alla facilità di raccolta.
- Riproponibilità dello studio. Dai due punti precedenti ed in connessione con la valenza educativa, scaturisce la possibilità di effettuare, nell'ambito delle attività dell'AMP rivolte ai suoi fruitori, esperienze pratiche su campioni di conchiglie spiaggiate. Precedenti esperienze di questo tipo rivolte a scolari di 3ª e 4ª elementare hanno prodotti risultati molto interessanti (Bello, 2006).

Un giudizio complessivo sulla validità degli studi tanatomalacocenotici deve tener conto di quanto sopra esposto. Soprattutto va sottolineato che nessun metodo o insieme di metodi è sufficiente a raggiungere la conoscenza della malacodiversità totale di un'area. Tenendo in conto tale rilevante limite, riteniamo che lo studio delle tanatomalacocenosi, seppur gravato a sua volta da pesanti limiti, può essere in generale considerato uno strumento valido per un approccio iniziale alla conoscenza della diversità malacologica, soprattutto con l'ausilio di adeguate procedure statistiche (Warwick e Turk, 2002). Questo giudizio ha un peso maggiore allorquando si operi in consonanza con la nuova sensibilità verso gli animali (Rollin e Kessel, 1998) oppure nelle AMP. In questo ambito, il fatto che nessun animale venga ucciso per la ricerca assume grande rilevanza.

Summary

Marine Reserves (MR) play a very important role in the conservation of marine biodiversity as well as in its study. Standard methods to survey biocoenoses are quite invasive and to some extent destructive of living organisms, which fact contradicts the main role of MRs. That is why low impact methods have been developed to be used in MRs, such as visual censuses. The malacofauna is a cornerstone element of the overall biodiversity. In order to get information on the malacofauna of the Torre Guaceto MR (Brindisi, Italy; south-western Adriatic Sea) a survey is presently being carried out

on a thanatomalacocoenosis, i.e. an abundant deposit of washed ashore shells. This represents a very low impact method, instead of standard invasive methods. It is based on two assumptions: first, earlier researches in other Mediterranean as well as in extra-Mediterranean areas have shown a certain degree correspondence between beach thanatocoenoses and adjacent malacocoenoses; second, the information on Mediterranean molluscan ecology is quite satisfactory. The survey and the examination of relevant literature prompted certain reflections on the soundness of thanatocoenosis study as a suitable method to describe malacocoenoses; they are presented in this note. Disadvantages of this method are: no complete information on the composition of the malacofauna, species-wise as well as percentage-wise, can be reached – however such a drawback is also experienced in standard method surveys; the information on the demographic structure of mollusc populations is not satisfactory because of the washing ashore process selectivity; there is a risk for the unrecognized occurrence of allochthonous species; no new ecology data can be gathered; mollusc soft parts are not available to be examined for taxonomy, anatomy, biology, pathology, toxicology purposes. Advantages are: no impact on biocoenoses, which is of paramount importance for MRs; ethical and educational added value that positively contributes to the reputation of MRs; increased chance to collect rare species; large availability of shells of some species that can be used for certain studies such as taxonomy, variability, biometrics, and predation research; effortless and very low cost sampling. To sum up, the survey of thanotocoenoses as a soft method to study malacocoenoses may be adopted as a preliminary approach, and may be highly appreciated in MRs since no animal is killed to make research.

Ringraziamenti

Desideriamo ringraziare di cuore il prof. Rafael La Perna per i numerosi suggerimenti gentilmente offerti.

Bibliografia

BABIN C., GLEMAREC M. (1971) - Ecologie et paléoécologie des bivalves marins des sédiments meubles. *Haliotis*, **1**: 105-125.

BELLO G. (2006) - Quisquilie e biodiversità. *Naturalmente,* **19**.

BELLO G., CICCOLELLA A., PAPARELLA P., SILVESTRI F. (2002) - Approccio *soft* per la definizione della malacodiversità dell'Area Marina Protetta di Torre Guaceto. In: E. Rolán e J. Troncoso (eds), *Resúmenes II Congreso Internacional de las Sociedades Malacológicas Europeas, Vigo*: 87-88.

BELLO G., CICCOLELLA A., PAPARELLA P. (2006) - Variabilità spaziale di una tanatomalacocenosi dell'Area Marina Protetta di Torre Guaceto (Adriatico sud-occidentale). *Thalassia Salentina*.

BELLO G., MARANO G., VACCARELLA R. (1982) - Molluschi di "matte" morta di *Posidonia oceanica* Delile del litorale barese (Basso Adriatico). *Quad. Ist. Idrobiol. Acquacolt. Brunelli*, **2** (3): 23-35.

CHEMELLO R., MILAZZO M., SCOTTI G., RIGGIO S. (2000) - L'uso della malacofauna marina in conservazione della natura. *Boll. Malacol.*, **36**: 49-60.

CHEMELLO R., RUSSO G.F. (1997) - The molluscan Taxocoene of photophilic algae from the Island of Lampedusa (strait of Sicily, southern Mediterranean). *Boll. Malacol.*, **33**: 95-104.

CAIN S.T.A., OLIVERA CASTRO G.M. (1959) - *Manual of Vegetation Analysis*. New York: 325 pp.

GARCIA GOMEZ J.C. (1983) - Estudio comparado de la tanatocenosis y biocenosis malacológicas del estrecho de Gibraltar y áreas próximas. *Iberus*, **3**: 75-90.

GHISOTTI F., RINALDI E. (1976) - Osservazioni sulla popolazione di *Scapharca* insediatasi in questi ultimi anni su un tratto del litorale romagnolo. *Conchiglie*, **12**: 183-195.

GUIDETTI P., BUSSOTTI S., VIVA C., CICCOLELLA A. (2006) - Protection of fish diversity and target species: the case study of the Torre Guaceto Marine Protected Area. *Biol. Mar. Medit.,* **13** (1): 373-378.

GIACOBBE S., SPANÒ N. (1997) - Soft bottom mollusc biocoenoses and thanatocoenoses in the island of Lipari (Aeolian islands). *Boll. Malacol.*, **33**: 63-68.

GUTIÉRREZ J., JONES C.G., STRAYER D.L., IRIBARNE O.O. (2003) - Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. *Oikos*, **101**: 79-90.

KIDWELL S.M. (2002) - Mesh-size effects on the ecological fidelity of death assemblages: a meta-analysis of molluscan live-dead studies. *Geobios*, **35** (M.S. 24): 107-119.

LA PERNA R. (1992) - Fori di predazione da naticidi sui bivalvi della spiaggia di Catania. *Lavori Soc. Ital. Malacol.*, **24**: 177-202.

LUQUE A.A., TEMPLADO J. (1981) - Estudio de una tanatocenosis de moluscos de la isla de Sa Torreta (Formentera). *Iberus*, **1**: 23-32.

MARCONATO A., MAZZOLDI C., DE GIROLAMO M., STEFANNI S. (1996) - Analisi del popolamento ittico della zona infralitorale dell'oasi di Torre Guaceto (Br) con l'uso del "visual census". *Biol. Mar. Medit.*, **3**: 152-154.

MIENIS H.K. (2003) - Mariene mollusken uit het oostelijk deel van de Middellandse Zee - 15. Invasie van rugschilden van *Sepia pharaonis* langs de kust van Israël. *Spirula*, **335**: 127-129.

MIETTO P., QUAGGIOTTO E. (1985) - Su un caso di inquinamento malacologico nell'Isola d'Elba (Mar Tirrreno). *Boll. Malacol.*, **21**: 233-235.

PINN E.H., ROBERTSON M.R. (2003) - Macro-infaunal biodiversity and analysis of associated feeding guilds in the Greater Minch area, Scottish west coast. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, **83**: 433-443.

ROLLIN B.E., KESSEL M.L. (1998) - Guidelines for the use of animals in research. *Animal Behaviour*, **55**: 251-257.

WARWICK R.M., LIGHT J. (2002) - Death assemblages of molluscs on St Martin's Flats, Isles of Scilly: a surrogate for regional biodiversity? *Biodiv. Conserv.*, **11**: 99-112.

WARWICK R.M., TURK S.M. (2002) - Predicting climate change effects on marine biodiversity: comparison of recent and fossil molluscan death assemblages. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, **82**: 847-850.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 348-354

P. D'Ambrosio, A. Terlizzi, S. Bussotti, F. Micheli*, S. Fraschetti

Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche ed Ambientali, CoNISMa, Università di Lecce,
Via Prov.le Monteroni - 73100 Lecce, Italia.
paolo.dambrosio@unile.it
*Hopkins Marine Station, Stanford University, Pacific Grove, California 93950 USA.

UTILIZZO DI METODI QUANTITATIVI PER LA PIANIFICAZIONE DI UN NETWORK DI AREE MARINE PROTETTE

USING QUANTITATIVE TOOLS FOR THE DESIGN OF MARINE PROTECTED AREA'S NETWORK

Abstract

Marine Protected Areas (MPAs) have received much attention in recent years as potential management tools for preservation of marine biological diversity and the enhancement of marine resources. However, despite their increasing development, selection of the location, number and size of MPAs have often been driven primarily by economic or political process with little scientific justification. This study, therefore, is aimed at provide an hypothetical scenario of a network of MPAs in the SE Apulia using siting algorithms and GIS techniques based on biological and socio-economical criteria.

Key-words: *marine parks, biodiversity, habitat, algorithms, GIS.*

Introduzione

Il ruolo delle Aree Marine Protette (AMP) è, oramai, ampiamente riconosciuto sia negli ambienti scientifici sia politici, potendo offrire un tipo di tutela non previsto da altre strategie di gestione (Allison *et al*., 1998): specifica protezione di aree critiche, protezione di specie altrove sovrasfruttate, miglioramento della resa della piccola pesca costiera, possibilità di sviluppo socio-economico locale. La conseguenza è che, di fatto, l'istituzione di AMP rappresenta la strategia di salvaguardia dell'ambiente marino maggiormente utilizzata a livello mondiale. Solo nel Mediterraneo esistono circa 40 AMP e l'Italia è tra i paesi che mostra il maggior sforzo di conservazione con 21 AMP già istituite e altre 17 in fase di istituzione. A fronte di un numero sempre crescente di nuove AMP, i criteri che ne determinano sia l'identificazione delle dimensioni sia l'ubicazione seguono per lo più un approccio definito *ad hoc* (Jamieson e Levings, 2001; Leslie *et al*., 2003) guidato più da compromessi con le realtà socio-economiche locali (cui comunque si riconosce un ruolo importante) che da principi legati all'ecologia e alla biologia di habitat e popolamenti che si vogliono porre sotto tutela.

In questo contesto, è da circa vent'anni che il problema della pianificazione di aree da proteggere costituisce un tema centrale nell'ambito dell'ecologia della conservazione (Kirkpatrick, 1983; Pressey *et al*., 1993; Cabeza e Moilanen, 2001). Più recentemente, il problema è stato affrontato esplicitamente anche in ambiente marino (Roberts *et al*., 2003a,b), dove sono stati identificati, in parte, i criteri per sviluppare una metodologia sistematica e quantitativa per ottimizzare la progettazione di AMP. Da questo punto di vista le aree da sottoporre a regimi di tutela dovrebbero essere selezionate attraverso criteri ecologici che tengano conto dei processi che mantengono la biodiversità e per questo è necessario disporre di dati spazialmente espliciti sulla tipologia e distribuzione di specie e habitat. Tuttavia, la maggior parte degli studi è stata condotta in porzioni di costa dove la densità

di popolazione è piuttosto bassa e le possibili sorgenti di impatto molto limitate, e, a parte rare eccezioni (Sala *et al*., 2002), non vi è una inclusione esplicita di fattori di natura socio-economica.

Nel presente lavoro viene applicata per la prima volta in Mediterraneo una procedura quantitativa basata sull'uso integrato di tecniche GIS (*Geographic Information Systems*) e algoritmi di selezione di aree da sottoporre sotto regime di tutela, nel tratto di costa da Otranto a Santa Maria di Leuca (Puglia Meridionale). Lo scopo è quello di identificare diversi scenari di protezione basati sull'istituzione di un network di piccole aree da porre sotto tutela. Questo tratto di costa, di circa 40 km, è caratterizzato dalla presenza di habitat prioritari in un'ottica di conservazione (grotte sommerse, coralligeno e praterie di *Posidonia oceanica*) e, nel contempo, mostra una forte pressione di pesca, turistica e presenza di piccoli ma numerosi insediamenti urbani. Esso, dunque, risulta particolarmente adatto per verificare se queste procedure quantitative, utilizzate con successo in altre aree a scarsa pressione antropica, possano essere altrettanto efficaci in un ambiente dove la presenza umana può influenzare fortemente le politiche di conservazione.

Materiali e metodi

L'area di studio è stata ispezionata dalla superficie sino alla batimetrica dei 30 metri. Lo studio si è articolato in due fasi. Nella prima fase sono state realizzate le carte tematiche necessarie ad avere una dettagliata conoscenza della distribuzione dei popolamenti bentonici e delle attività antropiche costiere presenti nell'area in esame:

- *mappatura degli habitat*: i dati sono stati acquisiti mediante l'esecuzione di 160 transetti costa-largo (e viceversa). Lungo ogni transetto sono stati condotti una serie di rilevamenti puntuali in cui sono state annotate le seguenti informazioni: coordinate geografiche, tipo di popolamento, substrato e profondità, per un totale di 6000 rilevamenti puntuali. Le categorie degli habitat sono state definite secondo uno schema di classificazione basato su variabili biotiche e abiotiche, o una combinazione di entrambe (Jordan *et al*., 2005).
- *mappatura grotte sommerse*: è stata realizzata mediante georeferenzazione di dati già esistenti in letteratura (Onorato *et al*., 1999);
- *mappatura batimetrica*: i rilevamenti batimetrici sono stati effettuati mediante transetti costa largo eseguiti con una imbarcazione munita di GPS Differenziale con stazione di correzione satellitare (*Sky Station*) ed un Ecografo a registrazione continua *Hydrotrac*, per un totale di circa un milione di punti batimetrici. La realizzazione del profilo batimetrico ha permesso la costruzione di un DEM (Modello di elevazione Digitale), indispensabile per calcolare, con maggior accuratezza, le superfici degli habitat mappati tenendo conto del loro andamento altimetrico.
- *mappatura delle pressioni antropiche*: realizzata mediante rilevamenti *in situ* delle attività socio-economiche e di impatti potenziali presenti lungo la costa (porti, scarichi, impianti di acquacoltura, aree soggette a intensa frequentazione turistica).

Tutti i dati raccolti sono stati successivamente georeferiti secondo il sistema di Proiezione Gauss Boaga e processati con specifiche tecniche GIS al fine di ottenere carte tematiche di dettaglio.

Nella seconda fase i diversi tematismi sono stati integrati mediante uno specifico *software* di selezione di scenari di protezione (*Marxan*, Possingham *et al*., 2000). Il *Marxan* impiega un algoritmo molto sensibile ai dati immessi (Murray e Church, 1996); l'efficacia di tale procedura, quindi, dipende da informazioni

molto dettagliate e sito specifiche sull'area di studio, altrimenti l'algoritmo genera sistemi di riserve sub-ottimali.

L'analisi spaziale è stata condotta suddividendo l'area di studio in 2603 Unità di Pianificazione (UP) georeferite, costituite da celle di dimensioni 100×100 metri. Ciascuna UP, mediante una procedura di intersezione con i diversi tematismi, è stata identificata in base alle caratteristiche biologiche (tipologia e superficie degli habitat inclusi) ed alla presenza o meno delle pressioni antropiche. La funzione obiettivo utilizzata dal programma è la seguente:

$$\sum_{Sites} Cost + BLM \sum_{Sites} Boundary + \sum_{ConValue} CFPF \text{ x Penalty}$$

Nella funzione, per ogni fonte di pressione antropica si è tenuto conto delle aree di rispetto o *buffer*, semicerchi limitati dalla costa aventi un raggio differente: 500 metri per gli scali d'alaggio, 1 chilometro per porti e scarichi, 200 metri per le aree ad intensa attività turistica. Soprattutto nel caso dei porti e degli scarichi, la zona buffer è stata decisa tenendo conto di studi condotti nell'area in esame e dell'impatto esercitato da scarichi fognari di simili dimensioni (Terlizzi *et al*., 2005). Questa procedura ha permesso di evitare che eventuali siti idonei all'istituzione di AMP ricadessero in spazi immediatamente adiacenti ad aree antropizzate. Il file Boundary Lenght Modifier (BLM) è stato incluso per controllare il livello di frammentazione del network di aree da sottoporre sotto regime di tutela (BLM = 1). È stato inoltre attribuita una "penalty" (penalty = 2 habitat prioritari, penalty = 1 per i restanti) in modo da stabilire priorità sugli habitat da includere.

L'elaborazione è stata effettuata cercando di produrre un set di scenari che rispondesse ai seguenti target di protezione (Tab. 1): proteggere il 50% della superficie totale degli habitat prioritari, il 30% della superficie dei restanti habitat, escludere le porzioni di habitat che ricadono in UP contenenti pressioni antropiche.

Tab. 1 - Target di conservatione decisi per gli habitat mappati nel tratto di costa Otranto-S.M. Leuca. *Conservation targets for the mapped habitats in the stretch of coast from Otranto to S.M. Leuca.*

Habitat	**Target (%)**
Alghe Fotofile	30
Massi di Barren	50
Massi Concrezionati	50
Mosaico Coralligeno e Substrati Molli	50
Mosaico di Precoralligeno e Substrati Molli	50
Precoralligeno	50
Mosaico di *P. oceanica* e Coralligeno	50
Mosaico di *P. oceanica* e Substrati Molli	50
P. oceanica su roccia	50
Mosaico di Barren e Alghe Fotofile	50
Substrati Molli	30
Coralligeno	50
Ambienti di Grotta	50

Risultati

La mappatura degli habitat ha rilevato 12 tipologie di habitat differenti. In Tab. 2, vengono riportate le superfici di ciascun habitat calcolate mediante l'au-

Tab. 2 - Tipologia e superficie degli habitat principali mappati nel tratto di costa Otranto-S.M. Leuca.
Tipology and surface areas of the main habitats mapped from Otranto to S.M. Leuca.

Habitat	**Superficie (ha)**	**Copertura (%)**
Alghe Fotofile	100.2	5.4
Massi di Barren	49.1	2.9
Massi Concrezionati	6.1	0.3
Mosaico Coralligeno e Substrati Molli	669.9	34.6
Mosaico di Precoralligeno e Substrati Molli	37.7	1.9
Precoralligeno	183.8	10.1
Mosaico di *P. oceanica* e Coralligeno	3.5	0.2
Mosaico di *P. oceanica* e Substrati Molli	10.6	0.5
P. oceanica su roccia	47.5	2.4
Mosaico di Barren e Alghe Fotofile	102.8	5.8
Substrati Molli	381.9	19.9
Coralligeno	304.7	15.9
Ambienti di Grotta	44.4	2.3

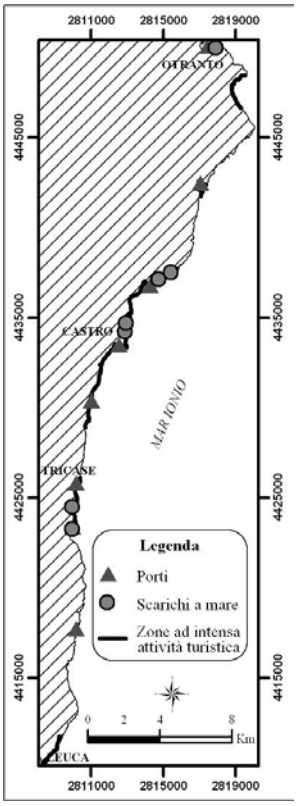


Fig. 1 - Mappatura delle sorgenti potenziali di pressione antropica.
Map of the potential sources of anthropogenic impact.

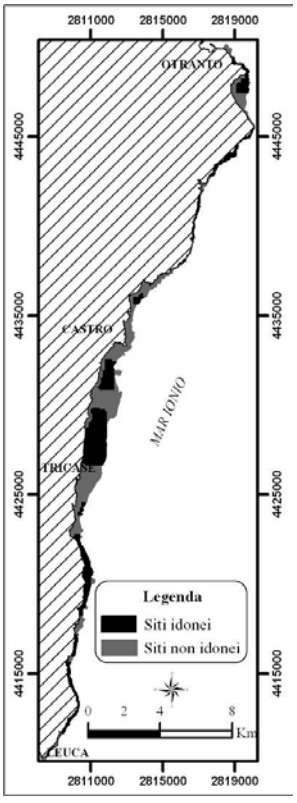


Fig. 2 - Sistema di aree da porre sotto regime di tutela o da escludere prodotto con il *software Marxan*.
Network of areas potentialy suitable or not for protection using the software Marxan.

silio del DEM. Il precoralligeno e il coralligeno, risultano molto rappresentati in questo tratto di costa, interspersi fra aree di fondo molle e piccole praterie di *Posidonia oceanica*. Sono state individuate anche aree caratterizzate dalla presenza di *barren* (substrato roccioso nudo o ricoperto da alghe incrostanti) che tuttavia non sono probabilmente originati dalla pesca del dattero di mare molto attiva in altre aree della Puglia (Fraschetti *et al*., 2005).

Il tematismo delle grotte ha evidenziato che nel tratto di costa in esame sono stati catastati fino ad ora 35 ambienti di grotta. Le principali attività antropiche rilevate nel litorale includono nove porti turistici, sette scarichi fognari, e quattro aree ad intensa attività turistica (Fig. 1).

L'analisi spaziale condotta mediante *Marxan* ha prodotto 600 scenari di network di riserve integrali. In Fig. 2 è riportata la mappa delle UP che compongono lo scenario che meglio risponde ai target di conservazione richiesti. La quantità di superficie di ciascun habitat (Tab. 3) posta sotto regime di tutela mostra che il modello prodotto raggiunge i target di conservazione nella maggior parte degli scenari prodotti dalla routine del programma. Il target non viene raggiunto in qualche caso ma gli ettari esclusi dalla tutela sono sempre molto bassi.

Tab. 3 - Obiettivi di conservazione raggiunti dal network di riserve.
Conservation goals met by the reserve network.

Habitat	**Target di conservazione (ha)**	**Superficie tutelata (ha)**	**Target raggiunto**
Alghe Fotofile	29.7	27.4	No
Massi di Barren	24.5	23.6	No
Massi Concrezionati	3.1	3.4	Si
Mosaico Coralligeno e Substrati Molli	335	335.3	Si
Mosaico di Precoralligeno e Substrati Molli	18.8	19.3	Si
Precoralligeno	91.9	84.2	No
Mosaico di *P. oceanica* e Coralligeno	1.7	1.8	Si
Mosaico di *P. oceanica* e Substrati Molli	5.3	5.4	Si
P. oceanica su roccia	23.8	27.4	Si
Mosaico di Barren e Alghe Fotofile	30.8	30.8	Si
Substrati Molli	114.6	103.9	No
Coralligeno	152.3	155	Si
Ambienti di Grotta	22.2	14.6	No

La Fig. 2 mostra che le aree principali individuate per l'istituzione di aree da porre sotto tutela sono: 2 a Sud di Otranto (rispettivamente di 60 e 40 ha), 2 a Nord di S. M. di Leuca (di 54 e 134 ha) e 2 in prossimità della porzione centrale dell'area di studio (di 305 e 105 ha), per un totale di circa 740 ettari.

Conclusioni

In Puglia sono state istituite tre AMP: le Isole Tremiti, Torre Guaceto e Porto Cesareo. L'elevato numero di chilometri di costa, le caratteristiche ambientali e la naturale vocazione turistica del territorio consentono sicuramente di valutare l'opportunità di estendere la tutela anche in una zona come quella analizzata in questo studio. Lo scenario proposto è in grado di rispondere ai seguenti quesiti:

qual è la tipologia degli habitat tutelati, dove sono ubicati, e in quale percentuale sono protetti, domande a cui, allo stato attuale delle conoscenze, è comunque complesso dare una risposta (Fraschetti *et al*., 2005). La superficie totale proposta in questo studio da porsi sotto regime di tutela dovrebbe poter rappresentare una misura efficace per habitat e popolamenti, tenuto conto del fatto che altri studi in letteratura hanno evidenziato effetti della protezione anche in aree più piccole (Halpern, 2003; Guidetti *et al*., 2005). Il sistema di aree da porre sotto regime di tutela elaborato, oltre a massimizzare la biodiversità locale, probabilmente è in grado di minimizzare i conflitti sociali che, inevitabilmente, scaturiscono dal chiudere tratti di mare. La valutazione delle realtà socio-economiche del luogo è di fondamentale importanza nella procedura di pianificazione di AMP (Badalamenti *et al*., 2002), soprattutto per i tratti di costa fortemente urbanizzati. È importante sottolineare che l'applicazione di Marxan presentata in questo studio non ha tenuto conto delle attività di pesca (professionale e non) presenti lungo questo tratto di costa. Si tratta chiaramente di un aspetto fondamentale la cui inclusione potrebbe comportare ulteriori modifiche allo scenario proposto in questo lavoro.

In conclusione, si evidenzia come il processo di valutazione del "dove" localizzare un sistema di riserve sia molto complesso, richiedendo una notevole quantità di dati spazialmente espliciti sulla tipologia e distribuzione degli habitat e pressioni antropiche costiere. Il *Marxan* si è rilevato uno strumento capace di interpretare questa mole di dati per identificare quali possano essere i possibili scenari che meglio rispondano agli obiettivi di conservazione prestabiliti. La validità di questa tecnica è ulteriormente evidenziata dal fatto che non produce un'unica soluzione ottimale, ma permette di generare set di soluzioni che i gestori delle riserve possono valutare e scegliere tenendo conto delle esigenze locali.

Summary

Marine Protected Areas (MPA) are widely recognized as an effective mean for conserving and managing marine habitats. Regardless the increasing number of areas under protection regimes, the use of quantitative procedures for the siting of MPAs is rarely considered and MPAs are still instituted mainly on the base of local convenience with too vague conservation objectives. The consequence is that rarely the principles of conservation are met to guarantee effective protection of biodiversity locally, with potential effects also at regional scale. The aim of this work is to describe the use of quantitative procedure (*site-selection algorithms*, software Marxan) for the siting of a network along a stretch of coast of about 40 km, from Otranto to Santa Maria di Leuca (Lecce) on the base both of ecological and of socio-economic criteria (coastal development, distribution of the most important touristic activities, etc.). The work has included the combinate use of GIS technology and Marxan software on this coast, initially subdivided in 2500 planning units (UP), each identified on the base of the included habitats and of the surface occupied by each habitat within each UP. The analysis allowed the identification of different scenarios of protection. Such scenarios have been obtained on the base of different combinations of UP and are consistent with different conservation target, defined on the base of different objectives of protection (30% and 50% of the habitat surface to be protected on the total included within the area), also considering local socio-economic activities. All the scenarios have in common the systematic exclusion of the portion of coast characterized by potential source of environmental impact (harbours, sewage and aquaculture farms). In the conclusions, the potential advantages deriving from the use of this procedure are discussed and proposed for the whole Mediterranean basin.

Ringraziamenti

Si ringrazia C. Vaglio e D. Fiorentino (Università di Lecce) per l'assistenza durante l'acquisizione dei dati.

Bibliografia

ALLISON G.W., LUBCHENCO J., CARR M.H. (1998) - Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecol. Appl.*, **8**: S79-S92.

BADALAMENTI F., RAMOS A.A., VOULTSIADOU E., SANCHEZ LIZASO J.L., D'ANNA G., PIPITONE C., MAS J., RUIZ FERNANDEZ J.A., WHITMARSH D., RIGGIO S. (2000) - Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Env. Conserv.*, **27** (2): 110-125.

CABEZA M., MOILANEN A. (2001) - Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends Ecol. Evol.*, **16** (5): 242-248.

FRASCHETTI S., TERLIZZI A., BUSSOTTI S., GUARNIERI G., D'AMBROSIO P., BOERO F. (2005) - Conservation of Mediterranean seascapes: analyses of protection existing schemes. *Mar. Env. Res.*, **59** (4): 309–332.

GUIDETTI P., BUSSOTTI S., BOERO F. (2005) - Evaluating the effects of protection on fish predators and sea urchins in shallow artificial rocky habitats: a case study in the northern Adriatic Sea *Mar. Env. Res.*, **59** (4): 333-348.

HALPERN B.S. (2003) - The impact of marine reserve: do reserves work and does reserve size matter? *Ecol. Appl.*, **13**: 117-137.

JAMIESON G.S., LEVINGS C.O. (2001) - Marine protected areas in Canada-implications for both conservation and fisheries management. *Can. J. Fish. Aquat. Sc.*, **58**: 138-156.

JORDAN A., LAWLER M., HALLEY V., BARRETT N. (2005) - Seabed habitat mapping in the Kent Group of islands and its role in marine protected area planning. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, **15**: 5170.

KIRKPATRICK J.B. (1983) - An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: an example from Tasmania. *Biol. Conserv.*, **25**: 127-134.

LESLIE H., RUCKELSHAUS M., BALL I.R., ANDELMAN S., POSSINGHAM H.P. (2003) - Using siting algorithms in the design of marine-reserve networks. *Ecol. Appl.*, **13**: 185-198.

MURRAY A., CHURCH R. (1996) - Applying simulated annealing to location-planning models. *J. Heuristics,* **2**: 31-53.

ONORATO R., DENITTO F., BELMONTE G. (1999) - Le grotte marine del Salento: classificazione, localizzazione e descrizione. *Thal. Sal.*, **23**: 67-116.

POSSINGHAM H.P., BALL I.R., ANDELMAN S. (2000) - *Mathematical methods for identifying representative reserve networks*. In: S. Ferson e M. Burgman (eds), *Quantitative methods for conservation biology*. Springer-Verlag, New York: 291-305.

PRESSEY R.L., HUMPHRIES C.J., MARGULES C.R., VANE-WRIGHT R.I., WILLIAMS P.H. (1993) - Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends Ecol. Evol.*, **8**: 124-128.

ROBERTS C.M., ANDELMAN S., BRANCH G., BUSTAMANTE R.H., CASTILLA J.C., DUGAN J., HALPERN B.S., LAFFERTY K.D., LESLIE H., LUBCHENCO J., MCARDLE D., POSSINGHAM H.P., RUCKELSHAUS M., WARNER R.R. (2003a) - Ecological criteria for evaluating candidate sites for marine reserves. *Ecol. Appl.*, **13**: 199-214.

ROBERTS C.M., BRANCH G., BUSTAMANTE R.H., CASTILLA J.C., DUGAN J., HALPERN B.S., LAFFERTY K.D., LESLIE H., LUBCHENCO J., MCARDLE D., RUCKELSHAUS H., WARNER R.R. (2003b) - Application of ecological criteria in selecting marine reserves and developing reserve networks. *Ecol. Appl.*, **13** : 215-228.

SALA E., ABURTO-OROPEZA O., PAREDES G., PARRA I., BARRERA J.C., DAYTON P.K. (2002) - A General Model for Designing Networks of Marine Reserves. *Science*, **298**: 1991-1993.

TERLIZZI A., BENEDETTI-CECCHI L., BEVILACQUA S., FRASCHETTI S., GUIDETTI P., ANDERSON M.J., (2005) - Multivariate and univariate asymmetrical analyses in environmental impact assessment: a case study of Mediterranean subtidal sessile assemblages. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **289**: 27-42.

Il lavoro è stato eseguito coi fondi del progetto MIGORIAP.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 355-363

A. Deidun, P.J. Schembri

Department of Biology, University of Malta - Msida MSD 06, Malta.
patrick.j.schembri@um.edu.mt

COMPOSITION OF THE NOCTURNAL MOTILE FAUNA FROM THE UPPER INFRALITTORAL FRINGE OF SANDY BEACHES IN THE MALTESE ISLANDS: ARE THERE ANY IMPLICATIONS FOR CONSERVATION?

COMPOSIZIONE DELLA FAUNA VAGILE NOTTURNA DELLA FRANGIA INFRALITORALE DELLE SPIAGGE SABBIOSE DELLE ISOLE MALTESI: POSSIBILI IMPLICAZIONI PER LA CONSERVAZIONE

Abstract

Samples of nocturnal, shallow-water (<1 m), motile fauna were collected using a 1 mm-mesh handnet during each season between autumn of 2001 and summer of 2003 from four sandy beaches in the Maltese Islands. Beaches on Lampedusa, Favignana and Pozzallo were also sampled during one season only for qualitative comparison with the Maltese beaches. Mysids and amphipods were the most abundant taxa, whilst omnivores/scavengers were the most abundant feeding types. Beaches on the Maltese Islands were faunistically distinct from each other, an observation that has important implications for conservation.

Key-words: *motile fauna, infralittoral fringe, Malta.*

Introduction

The major exchanges of organic materials and nutrients between sandy beaches and the sea take place in the surf zone (Brown & McLachlan, 1990), defined as that part of the beach extending from the waterline to the most seaward point at which waves approaching the coastline commence breaking (Barros *et al*., 2002). The surf zone is described as lying in the uppermost infralittoral in the coastal biocoenoses classification scheme of Pérès (1967).

Surf zone biota form an important link in shallow water food chains, and consumers feedin on these assemblages include larvae of commercially exploited fish (see reviews by Viherluoto, 2001 and Munilla & San Vicente, 2005). Despite their ecological importance, surf zones have received little scientific attention, possibly due to the difficulties associated with working in these high-energy environments (Munilla & San Vicente, 2005).

Deidun *et al*. (2003) made night-time collections in the surf zone of five Maltese beaches during one season (summer 2000) and recorded only 92 individuals belonging to 12 different species, with abundances ranging from 0.6 to 21 individuals/m^2, suggesting a very impoverished biota both in terms of species richness and abundance. Other studies on Maltese beaches (Deidun & Schembri, 2004; Borg *et al*., 2003; Gauci *et al*., 2005) have hinted at 'compartmentalisation' of beach fauna, where distinct upper shore faunal assemblages were identified on different beaches, despite geographical proximity.

The present study aimed to characterise the surf zone assemblages of a number of Maltese beaches, to study seasonal and inter-annual variability in these assemblages, and to discover if the compartmentalisation demonstrated for upper shore

beach assemblages is also shown by those of the surf zone. Finally, it compared qualitatively the surf zone assemblages of the Maltese beaches studied with those of other central Mediterranean islands.

Materials and methods

Shallow water faunal assemblages were sampled using standardised nocturnal towing of a 0.5 mm-mesh net of mouth area 0.1 m^2 through the water column to cover an area of seabed *ca* 25 m^2. Each haul was made parallel to the shore in water less than 1 metre deep and lasted for 20 minutes. These hauls were designed to collect upper infralittoral infauna that emerged to swim in the water column at night.

Beaches sampled were on the central Mediterranean islands of Malta (Golden Bay, White Tower Bay), Gozo (Ramla and Xatt l-Ahmar), Lampedusa (Conigli Beach), Sicily (Pozzallo) and Favignana (Porto and Lido Burrone). Beaches on Malta and Gozo were sampled from autumn 2001 to summer 2003, whilst the other beaches were sampled in either spring 2002 (Conigli Beach) or spring 2003 (the rest). Since data from the non-Maltese beaches were not seasonal, these were not included in the statistical analyses and were used only for qualitative comparisons with data from the Maltese beaches.

Tab. 1 - Physical parameters measured on the different beaches sampled. Maltese beaches were sampled seasonally in 2002 and 2003 while all the other beaches were sampled in spring 2003 except Conigli beach, which was sampled in spring 2002.
Key: A = Autumn; W = Winter; Sp = Spring; Su = Summer.

Parametri fisici misurati sulle spiagge campionate. Le spiagge maltesi sono state campionate stagionalmente nel 2002 e nel 2003 mentre le altre spiagge sono state campionante nella primavera del 2003, tranne la spiaggia dei Conigli, campionata nella primavera del 2002.
A = autunno; W = inverno, Sp = primavera, Su = estate.

BEACH/YEAR or SEASON	**PHYSICAL PARAMETER**													
	Beach occupancy by humans (Ind/100m^2)	Exposure value	Mean seawater POM content ($\times 10^{-2}$mg l^{-1})				Median sediment grain size (phi)				% organic content ($\times 10^{-2}$)			
			A	W	Sp	Su	A	W	Sp	Su	A	W	Sp	Su
Golden Bay/2002	1.23	6.80	1.3	1.1	1.7	0.9	1.7	1.5	1.5	1.6	14	7.7	6.6	12.0
Golden Bay/2003	Not measured		8.8	1.0	1.5	1.2	1.7	1.6	1.5	1.6	15.0	8.3	6.9	12.5
White Tower Bay/2002	5.7	6.19	1.2	2.3	2.5	4.3	1.1	0.9	0.8	1.3	3.9	9.8	11.5	4.7
White Tower Bay/2003	Not measured		1.0	1.9	1.4	1.2	1.1	1.0	0.8	1.3	4.1	10.5	11.9	4.5
Ramla/2002	0.24	8.72	6.2	3.7	1.4	0.7	2.4	1.9	1.7	2.0	6.3	6.9	7.0	6.5
Ramla/2003	Not measured		1.5	4.1	1.5	2.0	2.5	2.3	2.1	2.0	6.7	7.5	8.5	6.8
Xatt l-Ahmar/2002	6.7	2.21	2.4	1.5	5.0	1.6	1.5	1.0	1.1	1.2	8.5	14.5	15.8	9.2
Xatt l-Ahmar/2003	Not measured		1.9	1.1	3.2	1.1	1.6	1.0	1.1	1.2	9.1	15.5	16.5	9.9
Conigli/spring 2002	Not measured	5.64	Not measured				2.3				7.2			
Lido Burrone/spring 2003	Not measured	5.60	Not measured				2.4				26.6			
Porto/spring 2003		1.57	Not measured				1.1				4.8			
Pozzallo/spring 2003	Not measured	7.89	Not measured				1.8				9.0			

Environmental parameters measured were: median sediment grain size (following Buchanan, 1984), percentage organic content of the upper 10 cm of the sediment - determined using the Walkley & Black titration method following wet-oxidation by potassium dichromate, as described in Morgans (1956) and Buchanan (1984) - the particulate organic material (POM) content of the water column (using suction filtration of seawater through a 0.47 µm membrane filter), the exposure to wave action of the beach (using the method described by Thomas,

1986), and beach occupancy by humans as an index of the intensity of anthropogenic use. These results are summarized in Tab. 1.

The fauna collected were sorted, identified and counted. The species were classified into six feedings types: macrophytophagous, microphytophagous, macrocarnivorous, microcarnivorous, omnivorous/scavenger and detritivore feeding modes. No observations on feeding were made but species were assigned to each category on the basis of literature reports (mysids – Viherluoto, 2001; polychaetes – Fauchald, 1977; Hamond, 1969; decapod crustaceans – Falciai & Minervini, 1992; cumaceans and tanaids – Blazewicz-Paszkowycz & Ligowsk, 2002; amphipods – Ruffo, 1998; copepods – Stella, 1984; isopods – Gutow, 2003).

Log-transformed numerical abundances were used to construct similarity matrices using the Bray-Curtis measure, which were then analysed using non-metric multidimensional scaling (NMDS) ordination and hierarchical clustering with the PRIMER 5 statistical package (Clarke & Warwick, 1994). The BIOENV procedure and regression analysis were used to examine the relationship between community structure and environmental variables (Clarke & Warwick, 1994), whilst the SIMPER technique was used to identify which species contributed most to the differences observed between beaches.

Results

A total of 1699 individuals belonging to 50 different macrofaunal species were collected from the eight beaches sampled during the two years of study: 9 polychaetes, 2 molluscs, 1 copepod, 1 cumacean, 6 mysids, 5 isopods, 1 tanaid, 10 amphipods, 9 decapod crustaceans, and 6 fish. Nineteen species (55.9% of all species collected) and 17 species (53.1% of all species collected) were only found on single beaches during a particular season in the first and second year of sampling, respectively. In addition, 30 species out of the total 50 collected were only found on a single beach during the entire two year sampling program; the majority of these were decapods and polychaetes (8 species each), followed by fish and amphipods (5 species each), mysids (2 species) and tanaids and isopods (1 species each). Only two species were collected solely from non-Maltese beaches: the decapods *Philocheras* sp. (Pozzallo) and *Palaemon elegans* (Conigli) – on the non-Maltese beaches, species richness ranged from 3 (Conigli, Lido Burrone) to 5 (Pozzallo), whilst individual abundances ranged from 0.20 inds/stroke (Lido Burrone) to 5.53 (Pozzallo). In comparison, species richness and individual abundances ranged from 0 (Ramla, Xatt L-Ahmar, spring 2002) to 7 (Golden Bay, spring 2002) and from 0 (Ramla, Xatt L-Ahmar, spring 2002) to 5.51 inds/stroke (White Tower Bay, winter 2003).

For the Maltese beaches, there was very little inter-annual variation in the total faunal abundances (615 and 728 individuals for the first and second years, respectively) and in total species richness (33 and 32 species, respectively). There was also minimal inter-annual variation in relative abundance; mysids and amphipods were the most abundant taxa in both years (33.9% and 32.8% respectively in 2002, and 37.9% and 33.9% respectively in 2003). In terms of species richness, amphipods, along with polychaetes, were the most abundant during 2002 (each constituting 17.6% of all species collected), whilst amphipods, followed by mysids, were the most abundant during 2003 (constituting 21.9% and 18.8% of all species collected, respectively). There was more inter-annual variation in species

composition; the most abundant species collected in 2002 were the amphipods *Gammarus subtypicus* (42.2% of all individuals) and *Atylus swammerdami* (12.8%), and the mysid *Siriella clausii* (12.5%); however, in 2003 the most abundant species were the mysid *Siriella clausii* (22.8% of all individuals), the amphipod *Atylus swammerdami* (16%) and the mysid *Siriella armata* (7.4%).

For Maltese beaches, temporal changes in abundance were much more pronounced for all taxa (Fig. 1) but were especially so for the mysids. During 2002, mysids varied from a maximum of 51.7% of the total individuals collected in summer to a minimum of 8.6% in spring; during 2003, mysids ranged from a maximum of 44.7% of the total individuals collected in spring to a minimum of 31.2% in winter.

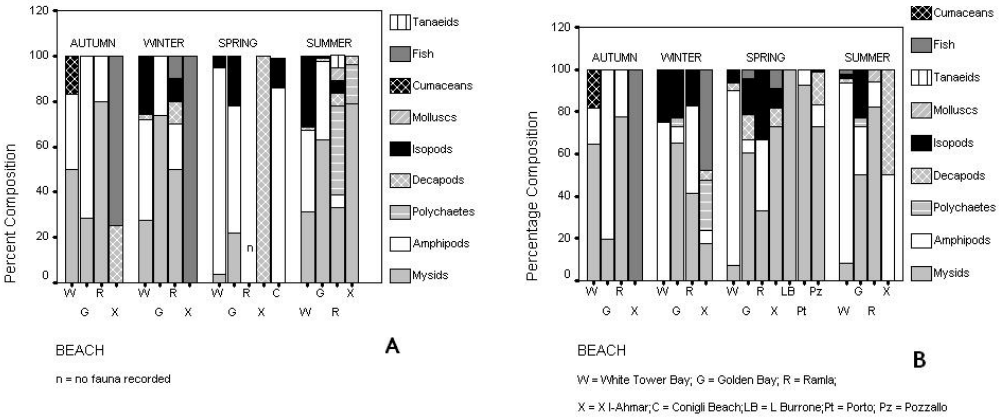


Fig. 1 - Seasonal variation in taxonomic composition of the surf zone faunal assemblages from the beaches sampled in (A) 2001 and (B) 2002.

Variazioni stagionali nella composizione tassonomica dei popolamenti faunistici della zona di surf delle spiagge campionate nel 2001 (A) e 2002 (B).

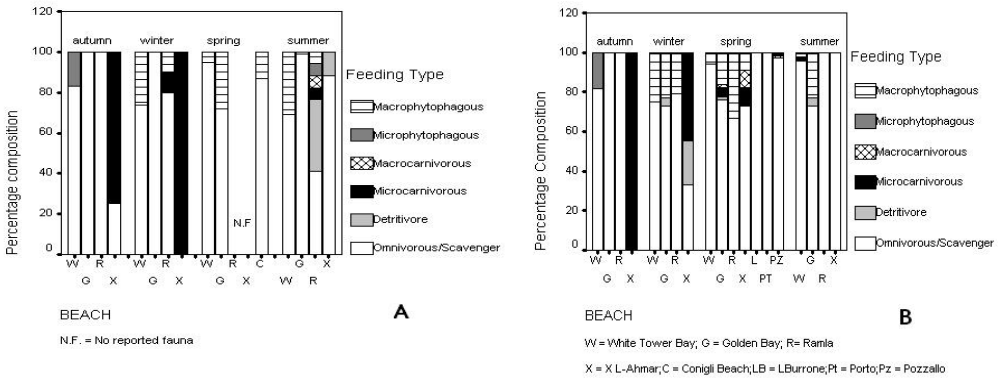


Fig. 2 - Seasonal variation in feeding functional types of the surf zone faunal assemblages from the beaches sampled in (A) 2001 and (B) 2002.

Variazioni stagionali per tipo di funzionale di alimentazione del popolamento faunistico della zona di surf delle spiagge campionate nel 2001 (A) e 2002 (B).

The majority of species collected were omnivores/scavengers (9 species – 25.7% of all species collected), followed by micro-carnivores (8 species – 22.9%) and deposit feeders/detritivores (6 species – 17.1%) (Fig. 2). There were evident seasonal changes in feeding types: macro-phytophagous species were almost exclusively collected during winter and spring for both years and micro-phytophagous species were only collected during summer and autumn for both years. In terms of abundance, micro-carnivores and omnivores/scavengers were the most represented during practically all seasons.

Fig. 3 shows a hierarchical clustering plot for all the beach collections made over the entire two year period (i.e. all seasons together). Samples separated

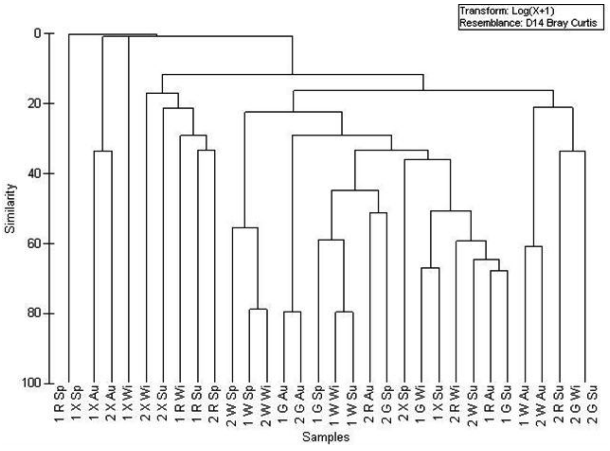


Fig. 3 - Dendrogram resulting from hierarchical clustering of abundance data based on the Bray-Curtis similarity measure for all Maltese beach collections (both years, all seasons). W = White Tower Bay; G = Golden Bay; R = Ramla; X = Xatt l-Ahmar; Au = Autumn; Wi = Winter' Sp = Spring; Su = Summer.

Dendrogramma risultante dal clustering gerarchico dei dati di abbondanza basati sulla misura della similarità di Bray-Curtis per tutti i campionamenti condotti sulle spiagge maltesi(due anni, tutte le stagioni). W = White Tower Bay; G = Golden Bay; R = Ramla; X = Xatt l-Ahmar; Au = autunno; Wi = inverno; Sp = primavera; Su = estate.

largely on spatial distribution rather than on seasonal differences, with collections from Xatt l-Ahmar, and to a lesser extent from Ramla, exhibiting least similarity with the other beaches. The equivalent NMDS plot (Fig. 4) gave two broad groups: Xatt l-Ahmar winter and autumn samples, and all the others. Of the abiotic parameters measured, none was useful in explaining the observed pattern, with the possible exception of grain size for comparisons between Maltese beaches only (Fig. 4).

For the Maltese beaches, BIO-ENV gave very poor correlations ($p = 0.063$ and 0.418 for first and second year samples, respectively) between exposure, median grain size, sediment organic content and POM content, and the observed biotic patterns. Similarly, there were no correlations between the same abiotic variables, excepting POM content, and biotic patterns for spring samples only ($p = -0.044$).

SIMPER showed that the observed differences between collections from Xatt l-Ahmar and Ramla, and the other beaches, could be attributed to the presence or absence of just a few species. Six species account for about 66% of the dissimilarity between the Xatt l-Ahmar autumn and winter collections and most of the remaining beach collections; thus, the fish *Labrus* sp. and *Atherina* sp. were mainly present at Xatt l-Ahmar and absent from the other beaches, while the mysid *Siriella clausii*, the amphipods *Gammarus subtypicus* and *Atylus swammerdami*, and the isopod *Idotea baltica*, were all absent from Xatt l-Ahmar and present on the remaining beaches. In addition, seven out of the nine polychaete species were only collected from Xatt l-Ahmar or Ramla. Six species (3 mysids, 2 amphipods and 1 isopod) also account for about 66% of the dissimilarity observed between the Ramla and Xatt l-Ahmar spring and summer collections and those of the other beaches.

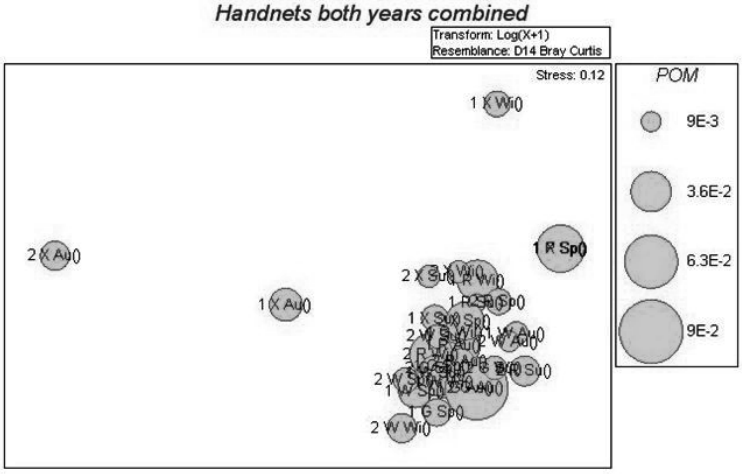


Fig. 4 - NMDS plot of abundance data based on the Bray-Curtis similarity measure for collections from both years (all seasons) for the Maltese beaches only, with POM content of the water as overlay.

NMDS plot dei dati di abbondanza basati sulla misura della similarità di Bray-Curtis per campionamenti per ambedue gli anni considerati (tutte le stagioni) solo per le spiagge maltesi, sovrapposti al contenuto in POM delle acque.

Conclusions

Wave action determines energy flow in nearshore environments by distributing organic material along the coastline (McLachlan & Bate, 1984). A correlation between biotic patterns and particulate organic matter (POM) content of the water column and/or exposure to wave action might therefore expected, but only a weak correlation with POM was found and none with exposure or any of the other abiotic parameters measured in the present study.

Analysis of the total dataset showed the Xatt l-Ahmar autumn and winter samples (and to a lesser extent even the Ramla and Xatt l-Ahmar spring and summer samples) to be distinct from the rest (Fig. 3). This distinctiveness of the

Xatt l-Ahmar samples appears related to the exclusive presence of many fish species and the absence of most species of mysids in the uppermost levels of the infralittoral zone on this beach. Surf zones are often important nursery areas for fish due to their high levels of secondary production by resident crustacean populations (Brown & McLachlan, 1990) so the inverse relationship between fish and mysids at Xatt l-Ahmar may be related to this. Xatt l-Ahmar has one of the lowest exposure values of the beaches studied, which may also contribute to the high population density of fish found here in autumn and winter, when juvenile fish seek shelter from the turbulence of the open coast. The low popularity of this beach with bathers (Deidun *et al*., 2003) might also explain the high fish densities. The surf zone sedeiment at Xatt L-Ahmar is relatively coarse (grain size ranging from 1.00 to 1.55 phi) when compared to that of other beaches (refer to Tab. 1) and this might explain the lack of mysids at this location. Interestingly, the beach which received the highest input of wrack (White Tower Bay) also had the highest individual abundances during both sampling years, although not the highest species richness.

The results of the feeding functional group analysis agree with expectations; McLachlan & Brown (1990) report that most surf-zone zooplankton are opportunists and omnivores, and omnivory was the most represented feeding type in the present study.

As for the Catalan beaches sampled by Munilla & San Vicente (2005), the fauna in the central Mediterranean beaches studied there was dominated by peracarid crustaceans, mainly mysids (the most abundant) and amphipods (the most species rich). The swimming behaviour of mysids, adapted to move along the beach, can explain the abundance of this group in the surf zone (Clutter, 1967).

The total number of species (50) and individuals (1699 from a total area of 900 m^2) recorded from this study are markedly lower than those from other Mediterranean beaches; thus, Munilla & San Vicente (2005) reported 145 species and 29,717 individuals (from a total area of 750 m^2) from the Catalan beaches they studied. This may be related to the different sampling strategies employed in the two studies but may also have a biological basis, perhaps related to the higher productivity of the northwestern Mediterranean coastline compared to the more oligotrophic central Mediterranean.

In spite of the overall similarity between the faunal assemblages of the beaches studied in the present work, the different beaches do not have identical suites of species; thus, 30 species (60% of the total found in the present study) were recorded from one beach only. The majority of these were decapods and polychaetes (8 species/16% of all species each), followed by amphipods and fish (5 species/10% of all species). For amphipods this is hardly surprising since these lack free-ranging larvae. The majority of the species reported from just one beach were collected from Ramla on Gozo (10 species were exclusive to this beach). Although some species occurred on the Maltese beaches only and not on those of the other islands studied, their absence from the non-Maltese beaches studied here is very likely mostly related to sampling effort and only to a lesser extent to the physical characteristics of the beaches.

For the Maltese beaches at least, the results of this study have some important implications for conservation. In the Maltese Islands, sandy beaches are an overall rare type of coast, constituting only 2.4% of the *ca* 271 km coastline of the islands; moreover, all these beaches are pocket beaches separated from each

other by rocky headlands or long stretches of rocky coast (Anderson & Schembri, 1989). Each beach is therefore very small and relatively isolated, which may explain why different beaches have different faunal assemblages, both in terms of species composition and in relative abundance. This 'compartmentalisation' has already been noted for the upper supralittoral faunal assemblages of Maltese beaches (Deidun & Schembri, 2004; Borg *et al*., 2003; Gauci *et al*., 2005). It would seem that the surf zone fauna of Maltese beaches is also compartmentalised, although to a lesser extent. It therefore follows that environmental planners and managers need to give due consideration to such beach-specific biotic features in coastal zone management plans and in assessment of the environmental impact of coastal development projects.

Riassunto

Nel periodo compreso tra l'autunno 2001 e l'estate 2003 sono state effettuate stagionalmente catture stagionali e notturne di fauna pelagica/planctonica in acque poche profonde (<1 m di profondità) di quattro spiagge delle isole Maltesi, utilizzando un retino con vuoto di maglia di 1 mm e seguendo un protocollo standard di campionamento. Singoli campionamenti sono stati effettuati nella primavera 2002 o nella primavera 2003 in quattro spiagge della Sicilia, Favignana e Lampedusa. Contemporaneamente al campionamento sono state misurate le concentrazioni di particelle organiche sospese (POM), le dimensioni medie dei granelli di sabbia sul fondale nonché il livello d'esposizione della spiaggia all'azione delle onde.

Sono state catturati 1699 individui appartenenti a 50 specie diverse. In base al numero di specie e di individui, Mysidacea e Amphipoda sono risultati i gruppi faunistici dominanti in tutte le stagioni. Sono state rilevate scarse differenze stagionali e inter-annuali tra le abbondanze dei vari gruppi faunistici. Gli individui catturati sono stati suddivisi in sei categorie sulla base del comportamento alimentare: gli onnivori sono risultati i più numerosi nelle diverse stagioni. Le maggiori differenze nelle catture sono ascrivibili alle differenze nelle particelle organiche sospese (POM) nei diversi siti di campionamento. NMDS e Clustering, hanno indicato una divergenza evidente tra le catture nelle diverse spiagge maltesi, mentre non sono stati osservati grandi divergenze tra le catture fatte su isole geograficamente lontane tra di loro. BIOENV e SIMPER sono state utilizzate per identificare i parametri fisici più rilevanti a spiegare le divergenze biotiche osservate ed a identificare le specie più importanti a spiegare tali divergenze. I risultati ottenuti possono fornire importanti indicazioni per la conservazione poiché le comunità faunistiche delle spiagge maltesi sono più o meno distinte tra di loro.

Acknowledgements

The authors are greatly indebted to Dr. Joseph A Borg (Department of Biology, University of Malta) for identifying the crustaceans collected in this study and for critically reading the paper and suggesting improvements.

References

ANDERSON E.W., SCHEMBRI P.J. (1989) - *Coastal zone survey of the Maltese Islands report.* Planning Services Division, Works Department; Beltissebh, Malta: xii + 121pp. + 100 hand-drawn colour maps + 19 synoptic maps.

BARROS F., UNDERWOOD A.J., LINDEGARTH M. (2002) - A preliminary analysis of the structure of benthic assemblages of surf zones on two morphodynamic types of beach. *J. Mar. Biol. Ass. UK,* **82**: 353-357.

BLAZEWICZ-PASZKOWYCZ M., LIGOWSKI R. (2002) - Diatoms as food source indicator for some Antarctic Cumacea and Tanaidacea (Crustacea). *Antarct. Sci.,* **14**: 11-15.

BORG J., DEIDUN A., SCHEMBRI P.J. (2003) - Population ecology of *Phaleria acuminata* (Coleoptera: Tenebrionidae) from sandy beaches in the Maltese Islands. *Rapports et Proces-Verbaux des Reunions de la Commission International pour l'Exploration Scientifiques de la Mer Méditerranée,* **37**: 496.

BROWN A.C., MCLACHLAN A. (1990) - *Ecology of sandy shores*. Elsevier, Amsterdam: 328 pp.
BUCHANAN J.B. (1984) - Sediment analysis. In: N.A. Holme & A.D. McIntyre (eds), *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 41-63.
CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) - *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, Plymouth: 144 pp.
CLUTTER R.I. (1967) - Zonation of near shore mysids. *Ecology,* **48**: 200-208.
DEIDUN A., AZZOPARDI M., SALIBA S., SCHEMBRI P.J. (2003) - Low faunal diversity on Maltese sandy beaches: fact or artefact? *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* **58**: 83-92.
DEIDUN A., SCHEMBRI P.J. (2004) - Is faunal diversity on Maltese sandy beaches related to intensity of human use? In: Micallef A. & Vassallo A. (eds), *Proceedings of the First International Conference on the Management of Costal Recreational Resources – Beaches, Yacht Marinas and Coastal Ecotourism.* 20-23 October 2004, Malta: 23-28.
FALCIAI L., MINERVINI R. (1992) - *Guida dei crostacei decapodi d'Europa*. In: Pandolfi M. (ed), Collana Scienze Naturali. Franco Muzio Editore, Padova: 282 pp.
FAUCHALD K. (1977) - The polychaete worms. Definitions and keys to the orders, families and genera. *Natural History Museum of Los Angeles County, Science Series,* **28**: 1-188.
GAUCI M., DEIDUN A., SCHEMBRI P.J. (2005) - Faunistic diversity of Maltese pocket sandy and shingle beaches: are these of conservation value*? Oceanologia,* **47** (2): 219-241.
GUTOW L. (2003) - Local population persistence as a pre-condition for large-scale dispersal of *Idotea metallica* (Crustacea, Isopoda) in drifting habitat patches. *Hydrobiologia,* **503**: 45-48.
HAMOND R. (1969) - On the preferred food of some autolytoids (Polychaeta, Syllidae*). Cahiers de Biologie Marine,* **10**: 439-445.
MCLACHLAN A., BATE G.C. (1984) - Carbon budget for a high energy surf zone. *Vie et Milieu,* **34**: 67-77.
MORGANS J.F.C. (1956) - Notes on the analysis of shallow-water substrata. *J. Anim. Ecol.,* **25**: 367-387.
MUNILLA T., SAN VICENTE C. (2005) - Suprabenthic biodiversity of Catalan beaches (NW Mediterranean). *Acta Oecologica,* **27** (2): 81-91.
PÉRÈS J.M. (1967) - The Mediterranean benthos. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review,* **5**: 449-533.
RUFFO S. (ed.) (1998) - *The Amphipoda of the Mediterranean.* Part IV. Memoires de l'Institut Oceanographique de Monaco, Monaco, **13**: 959 pp.
STELLA E. (1984) - *Fauna d'Italia: Copepoda*. Ed. Calderini, Bologna: 101 pp.
THOMAS M.L.H. (1986) - A physically derived exposure index for marine shorelines. *Ophelia,* **25** (1): 1-13.
VIHERLUOTO M. (2001) - Food selection and feeding behaviour of Baltic Sea mysid shrimps. *W. & A. de Nottbeck Foundation Science Reports,* **23**: 1-35.

Research visits to the Italian islands were made possible through study grants awarded to AD under the auspices of the Italo-Maltese Cultural Protocol and the authors are thankful to the Italian and Maltese Governments for their support. Additional funding was provided by research grants from the University of Malta to PJS, for which we are grateful.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 364-372

S. Fraschetti, A. Terlizzi, G. Ceccherelli[1], P. Addis[2], M. Murenu[2], R. Chemello[3], M. Milazzo[3], N. Spanò[4], F. De Domenico[4], L. Mangialajo[5], G.F. Russo[6], F. Di Stefano[6], R. Cattaneo-Vietti[5]

Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche ed Ambientali - CoNISMa, Università di Lecce, Via Prov.le Lecce-Monteroni - 73100 Lecce, Italia.
simona.fraschetti@unile.it
[1]Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Università di Sassari - 07100 Sassari, Italia.
[2]Dipartimento Biologia Animale ed Ecologia, Università degli Studi di Cagliari - 09126 Cagliari, Italia.
[3]Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Palermo - 90123 Palermo, Italia.
[4]Dipartimento Biologia Animale Ecologia Marina, Università di Messina - 98166 Sant'Agata (ME), Italia.
[5]Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova - 16132 Genova, Italia.
[6]Dipartimento di Scienze per l'Ambiente, Università di Napoli "Parthenope" - 80133 Napoli, Italia.

QUANTIFICAZIONE DEGLI EFFETTI DELLA PROTEZIONE SUL BENTHOS DI SUBSTRATO DURO: RISULTATI DI UN ESPERIMENTO CONDOTTO IN 15 AREE MARINE PROTETTE (AMP) ITALIANE

QUANTIFICATION OF THE EFFECTS OF PROTECTION ON BENTHOS OF ROCKY SUBSTRATES: RESULTS OF AN EXPERIMENT IN 15 MARINE PROTECTED AREAS (AMP) ALONG THE ITALIAN COASTS

Abstract

We used data on benthic assemblages of hard substrates collected in 15 Marine Protected Areas, within the framework of a large-scale research program (Afrodite-Venere). The general outcomes are: 1- most MPAs do not show any effect of protection, maybe also because restrictions are not effectively enforced; 2- significant differences were detected mainly when the integral zone was located on islands, generating the hypothesis that, in some cases, differences are driven by habitat more than protection itself (i.e., lack of appropriate spatial controls). In highly heterogeneous environments, such as Mediterranean ones, successful use of MPAs in marine conservation and management will likely require a case-by-case understanding of the specific patterns of resource use and human threats impacting local habitats and assemblages, as well as the ecological characteristics of those species and systems.

Key-words: *marine parks, benthos, rocky shores, monitoring, environmental protection.*

Introduzione

Negli ultimi decenni, un numero sempre crescente di studi è stato finalizzato alla comprensione degli effetti conseguenti l'istituzione di Aree Marine Protette (AMP) (e.g. Halpern, 2003; Willis *et al*., 2003). L'attenzione dimostrata a questo tema di ricerca è giustificata sia da un interesse di tipo scientifico, visto che un'AMP può essere considerata come un esperimento a larga scala di esclusione di alcune attività antropiche, sia di tipo socio-economico, considerato che l'istituzione di una AMP può avere conseguenze importanti sul quadro economico locale (Badalamenti *et al*., 2000; Sala *et al*., 2002). Nonostante lo sforzo di comprendere gli effetti della protezione sia stato condotto con approcci differenti (studi empirici, meta-analisi, *review*, editoriali), ad oggi, i lavori che abbiano dimostrato in modo inequivocabile differenze sostanziali fra popolamenti protetti e non protetti sono

ancora piuttosto scarsi (Sale *et al*., 2005; Guidetti, 2004). La maggior parte delle informazioni è disponibile per la fauna ittica, mentre per il benthos i dati sono quasi inesistenti. La complessiva mancanza di evidenze di protezione osservate sia in Mediterraneo (Benedetti-Cecchi *et al*., 2003; Fraschetti *et al*., 2002, 2005; Ceccherelli *et al*., 2005) che in aree extra-mediterranee (Sale *et al*., 2005) è certamente legata ad una generale mancanza di conoscenze relativamente ad aspetti cruciali della biologia e dell'ecologia della maggior parte degli organismi (ciclo vitale e potenzialità di dispersione, vulnerabilità e resilienza) (Shanks *et al*., 2004). Questo aspetto limita la possibilità di identificare principi ecologici per l'istituzione di AMP, di impostare adeguati programmi di monitoraggio e di utilizzare disegni sperimentali in grado di quantificare in modo appropriato gli effetti della protezione. È tuttavia necessario aggiungere che il mancato rispetto delle restrizioni, denunciato in più occasioni per la maggior parte delle AMP, rende difficile giustificare ricerche atte a quantificare differenze potenziali fra località protette e località di controllo.

I dati di questo studio sono stati raccolti nell'ambito del progetto *Afrodite-Venere*, ideato dall'ICRAM e realizzato dal CoNISMa. Esso è, di fatto, il primo programma coordinato di ricerca sulle AMP, condotto ad ampia scala spaziale, sia in area mediterranea che extra-mediterranea. Tra i molteplici scopi, il progetto ha avuto anche quello di valutare i possibili effetti della protezione sui popolamenti bentonici di fondo duro (frangia infralitorale e infralitorale medio a circa 5 m di profondità) delle zone A (esclusione totale di attività antropiche) rispetto a località di controllo con un disegno sperimentale strutturato e replicato in 15 AMP. I risultati, seppur preliminari, vengono presentati in questa sede sotto forma di pubblicazione di sintesi per illustrare l'approccio utilizzato nell'ambito di Afrodite nello studio delle AMP italiane e i risultati generali. Si rimanda a singole pubblicazioni inerenti il progetto stesso (Greco *et al*., 2004; Ceccherelli *et al*., 2005; Fraschetti *et al*., 2005; Terlizzi *et al*., 2005) per maggiori dettagli riguardanti il disegno sperimentale e le procedure analitiche utilizzate.

Materiali e metodi

Aree Marine Protette e habitat campionati

Le 15 AMP sono elencate in Tab. 1. Esse variano per dimensioni, esposizione, anno di istituzione, localizzazione geografica e distanza da centri più o meno urbanizzati. Nella maggior parte dei casi, le AMP si trovano in aree con spiccata vocazione turistica, ma in contesti socioeconomici molto diversi fra loro. In ciascuna AMP sono stati campionati due habitat di substrato roccioso: frangia infralitorale (spesso caratterizzata dalla presenza dell'alga bruna *Cystoseira* spp.) e infralitorale medio (a circa 5 metri di profondità). Questi due popolamenti sono stati selezionati sia perché comuni a tutte le AMP, sia in base alla loro accessibilità che li rende potenzialmente suscettibili ad una varietà di impatti (e.g. trampling, raccolta di organismi, frequentazione turistica) (Milazzo *et al*., 2004).

Disegno sperimentale e procedure di analisi dei dati

Per ciascuna delle 15 AMP il campionamento è stato replicato in quattro date (maggio e settembre 2002, maggio e settembre 2003).

Nelle AMP di Portofino, Cinque Terre, Tavolara-Capo Coda Cavallo, Capo Carbonara, Isola di Ventotene, Isole Ciclopi, Isole Egadi, Isola di Ustica, Isole Tremiti, Miramare è presente un'unica località sotto regime di tutela integrale

(Zona A). Per le Isole Egadi è stata considerata solamente la Zona A dell'Isola di Marettimo. In questi casi, per entrambi gli habitat, è stato utilizzato un disegno di tipo asimmetrico (Underwood, 1994; Terlizzi *et al*., 2005) nel contrasto fra località protetta e le due località di controllo. Nelle altre AMP erano presenti due località sotto regime di tutela da confrontare con le due località di controllo. In tutti i casi, i controlli sono stati selezionati randomicamente fra un set di possibili località, con le caratteristiche di esposizione e pendenza del substrato più simili possibili alla/e località protetta/e. In ciascuna delle tre/quattro località sono stati individuati randomicamente tre siti (ad una distanza di circa 100-200 metri l'uno dall'altro). In ciascun sito e per ciascun habitat i campionamenti sono stati condotti in dieci repliche. Nell'habitat di frangia infralitorale sono stati condotti campionamenti con stime visuali all'interno di quadrati 20×20 cm, per valutare *in situ* la percentuale di copertura degli organismi sessili. Nell'infralitorale medio, sono stati condotti campionamenti fotografici su superfici di campionamento di 16×23 cm. Maggiori dettagli relativi al disegno sperimentale, alla dislocazione delle unità sperimentali ed alle categorie tassonomiche utilizzate sono disponibili in Ceccherelli *et al*., 2005; Fraschetti *et al*., 2002, 2005; Terlizzi *et al*., 2005.

Tab. 1 - Elenco delle quindici Aree Marine Protette incluse nell'esperimento. Sono inclusi anche i dettagli relativi alla localizzazione delle zone A rispetto alle località di controllo, l'anno di istituzione, la superficie occupata e la presenza di potenziali disturbi presenti nell'area.

List of the fifteen MPAs included in the experiment. Details relative to the position of integral zones in respect to reference locations, age of institution, MPA size and presence of potential source of disturbance are also given.

AMP	Disegno Sperimentale		Anno di Istituzione	Superificie (ha)	Sorgenti di disturbo
	Zona A	Controlli			
Portofino	Terra	Terra	1999	372	Area antropizzata
Cinque Terre	Terra	Terra	1997	2784	Area moderatamente antropizzata, Sedimentazione
Penisola del Sinis - Penisola del Maldiventre	Isola	Terra	1997	25099	Pesca di frodo (limitata)
Tavolara-Capo Coda Cavallo	Isola	Isola	1997	15337	Pesca di frodo (limitata)
Capo Carbonara	Isola	Terra	1998	30379	Pesca di frodo (limitata)
Punta Campanella	Isola	Terra	1997	1539	Pesca di frodo (fauna ittica, dattero di mare), frammentazione habitat, scarichi fognari
Isola di Ventotene	Isola	Isola	1997	2799	Pesca di frodo (fauna ittica)
Capo Rizzuto	Terra	Terra	1992	13500	Impatti industriali
Isole Ciclopi	Isola	Terra	1989	902	Pesca di frodo
Isole Egadi	Isola	Isola	1992	53810	Pesca di frodo
Isola di Ustica	Isola	Isola	1986	16000	Pesca di frodo (limitata)
Porto Cesareo	Terra	Terra	1998	17156	Pesca di frodo (fauna ittica, dattero di mare), frammentazione habitat, scarichi fognari
Torre Guaceto	Terra	Terra	1999	2207	Area scarsamente antropizzata
Isole Tremiti	Isola	Isola	1989	1509	Pesca di frodo (fauna ittica)
Miramare	Terra	Terra	1986	127	Area antropizzata

I dati così ottenuti sono stati raccolti in matrici m taxa×n unità di campionamento, separatamente per AMP ed habitat, per un totale di 30 data set. Per cia-

scuna AMP le potenziali differenze nella struttura dei popolamenti fra la/e zona/e A e le località di controllo sono state testate tramite analisi multivariata della varianza basata su permutazioni (PERMANOVA, Anderson, 2001a; McArdle e Anderson, 2001). L'analisi è stata condotta sui valori di dissimilarità di Bray-Curtis su dati non trasformati e ciascun termine dell'analisi è stato testato tramite 4999 permutazioni random delle unità appropriate (Anderson, 2001b; Anderson e ter Braak, 2003). La routine PERMANOVA.exe è stata utilizzata per analizzare i dati derivanti da AMP con 2 zone A e due località di controllo. Nel testo e nelle tabelle, le zone A vengono indicate con *P*, mentre i controlli con *Cs*. Nel caso del disegno asimmetrico i contrasti *P*-v-*Cs* e T×*P*-v-*Cs* sono stati ottenuti tramite l'utilizzo di XMATRIX.exe e DISTLM.exe (Anderson, 2005). Nei due test, l'effetto della protezione viene identificato dalla significatività del primo o del secondo termine, rispettivamente per effetti consistenti o variabili nel tempo (tempo=T).

La logica seguita per la scelta dei denominatori per ottenere gli pseudo-F e i corrispondenti valori di *p* è descritta in dettaglio in Terlizzi *et al.* (2005). Le differenze fra località protette e di controllo sono state ottenute tramite non-metric multi-dimensional scaling (nMDS) dei centroidi delle località (n=30). Per ottenere i centroidi, è stata calcolata la media aritmetica delle coordinate principali calcolate sui valori di dissimilarità di Bray-Curtis ottenuti a partire da tutte le unità di campionamento. Le distanze euclidee fra ogni coppia di centroidi (9 per il disegno asimmetrico, 12 in tutti gli altri casi) sono state calcolate e utilizzate come matrici di distanze nell'algoritmo dell'nMDS (e.g., Anderson, 2001a). Tutti i plot nMDS sono stati realizzati tramite il programma PRIMER (Clarke e Gorley, 2001).

Risultati

La Tab. 2 sintetizza i risultati delle analisi multivariate. Dalle analisi emergono due differenti scenari: il primo è rappresentato dai risultati ottenuti a Portofino, Cinque Terre, Capo Carbonara, Punta Campanella, Isola di Ustica, Isole Egadi, Capo Rizzuto, Porto Cesareo, Torre Guaceto e Miramare (l'unica AMP dove i campionamenti siano stati condotti su barriere artificiali e non su substrato duro naturale), in cui entrambi gli habitat mostrano una sostanziale mancanza di differenze fra i popolamenti in zona A e le località di controllo. A Porto Cesareo e Punta Campanella le attività di campionamento hanno messo in evidenza come la pesca del dattero di mare sia ancora molto attiva anche in zona A. In effetti, i risultati mostrano come il valore medio di ricoprimento, a Porto Cesareo, sia più basso rispetto alle località di controllo (dati non mostrati).

Il secondo scenario è rappresentato dai risultati ottenuti a Isola di Ventotene, Isole Ciclopi, Penisola del Sinis, Tavolara-Capo Coda Cavallo e Isole Tremiti, dove si riscontrano differenze significative fra località protette e di controllo. Questo risultato si evidenzia sempre nell'infralitorale medio e, limitatamente alle Isole Ciclopi e alle Isole Tremiti, anche per frangia infralitorale. Il dato, tuttavia, va interpretato con estrema cautela in termini di efficacia di protezione. A titolo di esempio, alle Isole Tremiti, il numero dei taxa riscontrato in zona A è significativamente inferiore a quello riscontrato nelle località di controllo (dati non mostrati) e il popolamento è largamente dominato da un *barren* con elevate percentuali di alghe corallinacee incrostanti e spugne incrostanti. In più di un caso (Isole Ciclopi, Penisola del Sinis) le differenze osservate potrebbero essere determinate dal fatto che la zona A si trova sull'isola mentre i controlli, in assenza di

alternative possibili, sono stati individuati a terra. È da sottolineare, tuttavia, che in casi analoghi (zona A in ambiente insulare e controlli sul continente: vedi i casi di Punta Campanella e Capo Carbonara) non è emerso lo stesso risultato.

Marettimo (Isole Egadi) e Ustica sono due AMP poste in ambiente insulare

Tab. 2 - Sintesi dei risultati della PERMANOVA per testare gli effetti della protezione su frangia infralitorale e infralitorale superficiale. Solo i termini P-v-Cs e T × P-v-Cs, P e T × P (rispettivamente per AMP con una zona A, o con due zone A) sono stati inclusi nella Tabella.

Summary of PERMANOVA testing effects of protection on the infralittoral fringe and the shallow infralittoral. Only the terms P-v-Cs and T × P-v-Cs (for MPAs with one integral zones) and the terms P and T × P (for MPAs with two integral zones) are reported.

	Frangia infralitorale		**Infralitorale superficiale**	
	P-v-*Cs*	T×*P*-v-*Cs*	*P*-v-*Cs*	T×*P*-v-*Cs*
Portofino	n.s.		n.s.	
Cinque Terre	n.s.		n.s.	
Capo Carbonara	n.s.		n.s.	
Tavolara-Capo Coda Cavallo	n.s.		*	
Isola di Ventotene	n.s.		***	n.s.
Isole Ciclopi	*	n.s.	n.s.	*
Ustica	n.s.		n.s.	
Isole Egadi	n.s.		n.s.	
Isole Tremiti	*	n.s.	*	n.s.
Miramare	n.s.		n.s.	
	Frangia infralitorale		**Infralitorale superficiale**	
	P	T×*P*	*P*	T×*P*
Penisola del Sinis- Isola del Maldiventre	n.s.		**	n.s.
Punta Campanella	n.s.		n.s.	
Capo Rizzuto	n.s.		n.s.	
Porto Cesareo	n.s.		n.s.	
Torre Guaceto	n.s.		n.s.	

in cui i test *P*-v-*Cs* e T×*P*-v-*Cs* non mostrano differenze significative fra habitat protetti e non protetti. Nel caso di Marettimo è da sottolineare che, in entrambi gli habitat, è stato riscontrato un numero di taxa significativamente più basso nei controlli rispetto alla località protetta (dati non mostrati). Inoltre, l'ispezione grafica degli nMDS, soprattutto nel caso della frangia infralitorale, suggerisce una separazione della zona A dai controlli. In altre parole, in questo caso, la mancanza di differenze osservate probabilmente è legata ad uno scarso potere del test e alla necessità di replicare l'esperimento per un periodo più lungo. A Ustica, invece, sia le località di controllo sia la zona A sono largamente dominate, come nel caso delle Tremiti, da corallinacee incrostanti e spugne incrostanti.

A titolo di esempio, in Fig. 1, vengono mostrati gli nMDS per l'infralitorale

medio di Portofino, Isole Tremiti e Miramare. In quest'ultimo caso è evidente come le tre località (protetta e di controllo) si separino nelle quattro date di campionamento a suggerire che alcuni processi ecologici agiscono diversamente a regolare la struttura del popolamento sulle tre barriere.

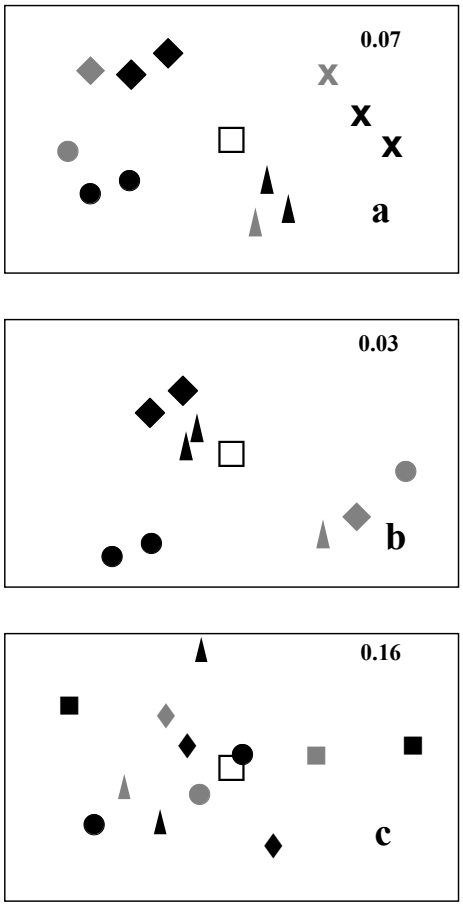


Fig. 1 - nMDS che rappresentano le dissimilarità nella struttura del popolamento dell' infralitorale superficiale di a) Portofino, b) Tremiti, c) Miramare. In grigio, le località sotto regime di tutela, in nero le località di controllo nelle quattro date di campionamento.
nMDS plots showing dissimilarities in the structure of assemblages in the shallow infralittoral of a) Portofino, b) Tremiti, c) Miramare. In gray, localities under protection regimes, in black controls in the four sampling dates.

Conclusioni

La quantificazione degli effetti dell'esclusione di attività antropiche è un tema complesso, poiché deve tener conto del fatto che la protezione, quando efficace, può avere un effetto interattivo con numerose variabili come l'eterogeneità

ambientale, le interazioni tra organismi e tra questi e l'ambiente chimico-fisico e l'importanza degli effetti indiretti come le cascate trofiche, che spesso non sono facilmente quantificabili. Inoltre, anche quando le restrizioni vengono rispettate, i potenziali benefici derivanti dall'istituzione di una AMP possono essere vanificati da altre forme di impatto antropico che agiscono a larga scala spaziale e a cui l'istituzione di un'AMP non può far fronte (es. presenza di specie invasive, alterazione dei regimi sedimentari) possono vanificare i potenziali benefici derivanti dall'istituzione di una AMP.

Il progetto Afrodite-Venere ha permesso di evidenziare che, in generale, per la maggior parte delle AMP sia prematuro quantificare potenziali effetti della protezione sui popolamenti del benthos di substrato duro viste le diverse attività illegali svolte all'interno dei confini delle AMP stesse. I risultati suggeriscono anche la necessità di impostare studi di efficacia *ad hoc*, in grado di testare ipotesi che tengano in considerazione le realtà ecologiche e socio-economiche locali.

Tutte le AMP poste lungo la costa non mostrano effetti significativi della protezione. È possibile che questo dato sia largamente determinato da una gestione inefficace, ma, in qualche caso, potrebbe anche essere legato alla necessità sia di apportare modifiche al disegno sperimentale utilizzato sia di impostare programmi di monitoraggio basati su serie temporali più lunghe. A titolo di esempio, a Torre Guaceto, i dati raccolti durante il progetto Afrodite-Venere hanno evidenziato una sostanziale mancanza di differenze fra tratti di costa protetti e di controllo. Dati raccolti successivamente in un progetto COFIN, durante il quale è stata aggiunta una terza località di controllo, hanno consentito di osservare differenze significative nella struttura del popolamento nell'infralitorale medio rispetto alle località di controllo. Questo sottolinea come questi progetti possano contribuire ai piani di gestione e alla salvaguardia degli habitat costieri, soprattutto se condotti su lunghe serie temporali.

Per quel che riguarda le isole, i risultati fanno emergere in modo consistente differenze significative fra località protette e località di controllo. Come già sottolineato, queste differenze potrebbero condurre a confondere un '*effetto habitat*' (legato al fatto che le isole presentano spesso caratteristiche uniche) con il potenziale effetto della protezione (Benedetti-Cecchi *et al*., 2003). In altre parole, questa conclusione non suggerisce di evitare di proteggere questo tipo di habitat, ma sottolinea solo la difficoltà di quantificare sperimentalmente gli effetti dell'esclusione di attività antropiche in AMP su piccole isole lontane dalla costa.

In conclusione, il progetto Afrodite-Venere ha avuto l'enorme importanza di veder applicate procedure quantitative per lo studio degli effetti della protezione a larga scala. Il risultato tuttavia non deve essere interpretato solo in termini di caratterizzazione della biodiversità delle 15 AMP, vista la sostanziale mancanza di differenze ottenuta, ma deve rappresentare un importante segnale nell'ottica di istituzioni future. La progettazione non critica di un elevato numero di AMP senza una adeguata gestione e rispetto dei vincoli esistenti rischia di creare aspettative non soddisfatte sia nella società comune che nel mondo scientifico tali da ripercuotersi negativamente su questo strumento di protezione al contrario potenzialmente molto utile.

Summary

Despite the increasing number of monitoring programs and local-scale experiments evaluating the efficacy of conservation interventions, there is still a lack of conclusive evidence about whether spatial approaches to marine management and conservation are effective in sustaining fisheries and conserving biodiversity. The quantification of the effects of anthropogenic activities requires the adoption of suited experimental designs under the assumption that restrictions are effectively enforced within MPA boundaries. The project Afrodite-Venere is the first coordinated effort of quantifying potential effect of protection including all Italian MPAs using a common sampling design in two different habitats of rocky substrates (infralitoral fringe and shallow infralitoral at about 5 meter depth). Univariate and multivariate analyses suggest two different scenarios: (1) substantial lack of differences in the structure of assemblages within MPAs in respect to controls, (2) significant differences possibly driven by habitat more than protection itself. Results suggest the need of planning *ad hoc* experiments, for tests of hypotheses able to include both the ecological context and socio-economic considerations.

Bibliografia

ANDERSON M.J. (2001a) - A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Aust. Ecol.*, **26**: 32-46.

ANDERSON M.J. (2001b) - Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **58**: 626-639.

ANDERSON M.J., ter BRAAK C.J.F. (2003) - Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. *J. Statist. Comp. Sim.*, **73**: 85-113.

ANDERSON M.J. (2005) - DISTLM v.2: a FORTRAN computer program to calculate a distance-based multivariate analysis for a linear model. Department of Statistics, University of Auckland. www.stat.auckland.ac.nz/~mja/Programs.htm

BADALAMENTI F., RAMOS-ESPLÀ A., VOULTSIADOU E., SANCHEZ-LISAZO J.L., D'ANNA G., PIPITONE C., MAS J., RUIZ-FERNANDEZ J.A., WHITHMARSH D., RIGGIO S. (2000) - Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environ. Conserv*. **27** (2): 1-16.

BENEDETTI-CECCHI L., BERTOCCI I., MICHELI F., MAGGI E., FOSELLA T., VASELLI S. (2003) - Implications of spatial heterogeneity for management of marine protected areas (MPAs): examples from assemblages of rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Mar. Environ. Res*., **55**: 429-458.

CECCHERELLI G., CASU D., SECHI N. (2005) - Spatial variation of intertidal assemblages at Tavolara-Capo Coda Cavallo MPA (NE Sardinia): geographical vs. protection effect. *Mar. Environ. Res*., **59**: 533-546.

CLARKE K.R., GORLEY R.N. (2001) - PRIMER v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, United Kingdom.

FRASCHETTI S., TERLIZZI A., MICHELI F., BENEDETTI-CECCHI L., BOERO F. (2002) - Marine Protected Areas in the Mediterranean: objectives effectiveness and monitoring. *P.S.Z.N.: Mar. Ecol*., **23** (1): 190-200.

FRASCHETTI S., TERLIZZI A., BUSSOTTI S., GUARNIERI G., D'AMBROSIO P., BOERO F. (2005) - Conservation of Mediterranean seascapes: analyses of existing protection schemes. *Mar. Environ. Res*., **59**: 309-332.

GRECO, S., NORTARBARTOLO DI SCIARA G., TUNESI L. (2004) - 'Sistema Afrodite': an integrated programme for the inventotying and monitoring of the core zones of the Italian marine protected areas. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst*., **14**: S119-S122

GUIDETTI P. (2004) - Controllo top-down in comunità marine di substrato roccioso fotofilo in Mar Mediterraneo. Tesi di Dottorato di Ricerca Ecologia Fondamentale, XVI Ciclo, Università degli Studi di Lecce: 171 pp.

HALPERN B.S. (2003) - The impact of marine reserve: do reserves work and does reserve size matter? *Ecol. Appl.*, **13**: 117-137.

MCARDLE B.H., ANDERSON M.J. (2001) - Fitting multivariate models to community data: A comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, **82**: 290-297.

MILAZZO M., BADALAMENTI F., RIGGIO S., CHEMELLO R. (2004) - Patterns of algal recovery and small-scale effects of canopy removal as a result of human trampling on a Mediterranean rocky shallow community. *Biol. Conserv.*, **117**: 191-202.

SALA E., ABURTO-OROPEZA O., PAREDES G., PARRA I., BARRERA J.C., DAYTON P.K. (2002) - A General Model for Design of Networks of Marine Reserves. *Sciences*, **298**: 1991-1993.

SALE P.F., COWEN R.K., DANILOWICZ B.S., JONES G.P., KRITZER J.P., LINDEMAN KC., PLANES S., POLUNIN N.V.C., RUSS G. R., SADOVY Y.J., STENECK R.S. (2005) - Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends Ecol. Evol*., **20** (2): 74-80.

SHANKS A.L., GRANTHAM B.A., CARR M.H. (2003) - Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecol. Appl.*, **13** (1): 159-169.

TERLIZZI A., BENEDETTI-CECCHI L., BEVILACQUA S., FRASCHETTI S., GUIDETTI P., ANDERSON M.J. (2005) - Multivariate and univariate asymmetrical analyses in environmental impact assessment: a case study of Mediterranean subtidal sessile assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **289**: 27-42.

UNDERWOOD A.J. (1994) - On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecol. Appl.*, **4**: 3-15.

WILLIS T.J., MILLAR R.B., BABCOCK R.C., TOLIMIERI N. (2003) - Burdens of evidence and the benefits of marine reserves: putting Descartes before des horse? *Environ. Conserv*., **30** (2): 97-103.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 373-378

P. Guidetti, S. Bussotti, C. Viva, A. Ciccolella*

Dip. di Scienze e Tecnologie Biologiche ed Ambientali, Università di Lecce,
Via Prov.le Monteroni - 73100 Lecce, Italia.
paolo.guidetti@unile.it
*Area Marina Protetta Torre Guaceto - 72012 Carovigno (BR), Italia.

PROTECTION OF FISH DIVERSITY AND TARGET SPECIES: THE CASE STUDY OF THE TORRE GUACETO MARINE PROTECTED AREA

PROTEZIONE DELLA DIVERSITÀ DELLA FAUNA ITTICA E DELLE SPECIE TARGET PER LA PESCA: IL CASO DI STUDIO DELL'AREA MARINA PROTETTA DI TORRE GUACETO

Abstract

Marine Protected Areas (MPAs) are often defined as useful tools for protection of marine biodiversity and species targeted by fishing. To potentially fulfill such roles MPAs should protect representative habitats at regional scale along with peculiar habitats, but such criteria have been often neglected. At the MPA of Torre Guaceto, the zones A and B do not properly include habitats typical of the SE Apulian coast (e.g. coralligenous formations). This study shows that 11 fish taxa (including some of economical importance, e.g. Epinephelus marginatus*) out of the 63 recorded at the Torre Guaceto MPA are exclusively present in the zone C, where fishing will be permitted in a short time. This suggests that the MPA of Torre Guaceto (as many other MPAs in Italy) would need an* a posteriori *re-designing based on ecological criteria in order to better protect fish diversity and target species.*

Key-words: *marine parks, fish, habitat selection, biodiversity, Mediterranean Sea.*

Introduction

Marine Protected Areas (hereafter MPAs) are commonly defined as useful tools for conservation of marine biodiversity and protection of species targeted by fishing (Halpern, 2003; Micheli *et al.,* 2004). This is based on the rationale that the ban of the most impacting human activities (chiefly fishing) within MPAs permits recovery of marine communities and re-establishes interspecific interactions as they would be in pristine ecosystems (Guidetti, in press). Fishing, from this perspective, selectively impacts *target* fish species and may have indirect effects on entire fish communities (Pauly *et al.,* 1998). For these reasons, the fish fauna is the biological component that primarily benefits from protection within MPAs (Halpern, 2003). There is increasing evidence, however, that the mere fishing ban is not enough. Empirical studies suggest that MPAs should be designed taking into account ecological criteria in order to fulfill the role of protection of target species and conservation of fish diversity. Habitat representation (i.e. selection of habitats relevant at regional scale) and distinctiveness (presence of peculiar habitats) have thus become central issues for selecting candidate sites for establishing MPAs (Roff & Evans, 2002; Sala *et al*., 2002; Roberts *et al*., 2003), but such ecological guidelines have been often neglected, especially in the Mediterranean Sea (Villa *et al*., 2002; Francour *et al*., 2002; Fraschetti *et al*., 2005).

Several studies have shown, both in the Mediterranean Sea and elsewhere, that

different coastal habitats host different assemblages of fish (e.g. Connolly, 1994; Guidetti, 2000; Bussotti *et al*., 2002; Valesini *et al*., 2004) and that ontogenetic shifts in the use of different habitats are common for many fish species (Macpherson, 1998). An MPA should thus be expected to have the potential of protecting fish diversity and target species (e.g. favouring recruitment) only whether it includes all the habitats (and possibly in the same proportion) present in the region where it has been established.

In this study, therefore, we investigated whether the present zoning of Torre Guaceto MPA has the potential to properly protect fish diversity and target species on the basis of habitat types included in the zones A, B and C.

Materials and methods

Study area

This study was carried out from October 2003 to May 2004 at the MPA of Torre Guaceto (SE Adriatic Sea), which extends from the shoreline to ~50 m depth. The MPA is only formally divided into zones A (integral no-take/no-access zones), B and C (partial reserve and buffer zones, respectively). At present fishing is prohibited in the entire MPA, but it will be authorized in the zone C in a short time. Rocky substrates represent the dominant habitat type from the surface to 10-15 m, alternated with *Posidonia oceanica* beds and sand at ~10-15 m. In deeper waters, patchy coralligenous formations are present down to 40-45 m alternated with sand. The zones A and B, extending to ~10 m depth, do not properly include habitat types such as pre-coralligenous and coralligenous formations, deep sand and the most of *P. oceanica* beds (Fraschetti *et al*., 2005).

Sampling procedure and design

Fish visual censuses were done along transects 25×5 m (Harmelin-Vivien *et al*., 1985) at three sectors (from the northern to the southern boundary) into which the MPA was arbitrarily subdivided, at four depths (0-2, 4-10, 12-16 and 25-30 m) and on each of the three main substrate types (sand, hard substrate and *Posidonia oceanica*). Censuses on *P. oceanica* were done only at 4-10 m where the meadow is fairly homogeneous. From an operative point of view, any combination of depth and substrate type is here considered as a 'habitat type'. Four visual censuses (i.e. replicates) were done at each sector (n=3) and habitat type (n=9), for a total of 108 fish counts.

Statistical analyses

Fish assemblages were analyzed using multivariate techniques (PRIMER package; Clarke & Gorley, 2001): ANOSIM (analysis of similarity) was used to examine differences in fish assemblages "among sectors" and "among habitat types", that were then plotted using non-metric multidimensional scaling ordinations (nMDS).

Results

A greater number of taxa was generally recorded on hard substrates and *P. oceanica* than in sandy habitats (Tab. 1). ANOSIM revealed remarkable differences in fish assemblages among habitat types (Global $R=0.712$; $p<0.01$), while the difference among sectors was far lower (Global $R=0.262$; $p<0.01$). Differences among fish assemblages were represented in Fig. 1, that shows a clear separation

Tab. 1 - List of fish taxa (+: present; -: absent) recorded in each of the 9 habitats (H1: rocky substrate 0-2 m; H2: rocky substrate 4-10 m; H3: rocky substrate 12-16 m; H4: rocky substrate 25-30 m; S1: sandy substrate 0-2 m; S2: sandy substrate 4-10 m; S3: sandy substrate 12-16 m; S4: sandy substrate 25-30 m; P2: *Posidonia oceanica* 4-10 m) at the MPA of Torre Guaceto. *: fish taxa not recorded in the zones A and B.

Lista dei taxa della fauna ittica (+: presenti; -: assenti) censiti in ognuno dei 9 habitat (H1: substrato duro 0-2 m; H2: substrato duro 4-10 m; H3: substrato duro 12-16 m; H4: substrato duro 25-30 m; S1: substrato sabbioso 0-2 m; S2: substrato sabbioso 4-10 m; S3: substrato sabbioso 12-16 m; S4: substrato sabbioso 25-30 m; P2: Posidonia oceanica *4-10 m) presso l'AMP di Torre Guaceto. *: taxa della fauna ittica non presenti all'interno delle zone A e B.*

	HABITAT								
Species	**H1**	**H2**	**H3**	**H4**	**S1**	**S2**	**S3**	**S4**	**P2**
Aidablennius sphynx	+	-	-	-	-	-	-	-	-
*Anthias anthias**	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Atherina sp.	+	-	-	-	+	+	-	-	-
Belone belone	+	-	-	-	-	+	-	-	-
Boops boops	-	+	+	+	-	+	+	+	+
Bothus podas	-	-	-	-	-	+	+	+	-
Chromis chromis	-	+	+	+	-	-	-	-	+
*Conger conger**	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Coris julis	+	+	+	+	-	+	+	-	+
Coryphoblennius galerita	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Dentex dentex	-	+	+	+	-	-	-	-	+
Dicentrarchus labrax	+	-	-	-	+	-	-	-	-
Diplodus annularis	-	+	+	+	-	-	-	-	+
Diplodus puntazzo	-	+	+	+	+	-	-	-	+
Diplodus sargus	-	+	+	+	-	+	-	-	+
Diplodus vulgaris	-	+	+	+	-	+	+	-	+
*Epinephelus costae**	-	-	-	+	-	-	-	-	-
*Epinephelus marginatus**	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Gobius bucchichi	-	+	+	-	-	+	-	+	-
Gobius geniporus	-	-	-	-	-	+	+	+	+
Gobius niger	-	-	-	-	+	+	+	+	-
*Labrus merula**	-	-	-	+	-	-	-	-	-
*Labrus mixtus**	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Lipophrys canevae	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Lipophrys dalmatinus	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Lithognatus mormyrus	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Mugilidae	+	-	-	-	+	+	-	-	-
Mullus surmuletus	-	+	+	+	-	+	+	-	+
Muraena helena	-	-	+	+	-	-	-	-	-
Oblada melanura	-	+	+	-	-	-	-	-	+
Ophidion barbatum	-	-	-	-	-	+	-	-	-
*Pagrus pagrus**	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Parablennius gattorugine	+	+	-	-	-	-	-	-	-
Parablennius incognitus	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Parablennius pilicornis	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Parablennius rouxi	-	+	+	-	-	-	-	-	-
Paralipophrys trigloides	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Pomatoschistus sp.*	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Sarpa salpa	-	+	+	-	-	-	-	-	+
*Sciaena umbra**	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Scorpaena maderensis	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Scorpaena porcus	-	-	+	-	-	-	-	+	-
Serranus cabrilla	-	+	+	+	-	-	-	-	+
Serranus hepatus	-	+	-	-	-	-	-	+	-
Serranus scriba	-	+	+	-	-	-	-	-	+
Sparus aurata	-	+	+	-	-	-	-	-	+
Spondyliosoma cantharus	-	+	+	+	-	-	+	-	+
Spicara maena	-	-	+	-	-	+	+	-	+
Spicara smaris	-	-	+	+	-	-	+	+	+
Symphodus cinereus	-	+	+	+	-	+	+	+	+
Symphodus doderleini	-	+	+	+	-	-	-	-	+
Symphodus mediterraneus	-	+	+	+	-	-	-	-	+
Symphodus ocellatus	-	+	+	-	-	-	-	-	+
Symphodus roissali	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Symphodus rostratus	-	+	+	+	-	-	-	-	+
Symphodus tinca	-	+	+	+	-	-	-	-	+
*Synodus saurus**	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Thalassoma pavo	+	-	+	-	-	-	-	-	-
*Thorogobius macrolepis**	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Trachinus draco	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Tripterygion delaisi	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Tripterygion tripteronotus	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Xyrichtys novacula	-	-	-	-	-	-	+	+	-
Total number of taxa	**16**	**27**	**28**	**27**	**5**	**15**	**14**	**11**	**25**

of fish assemblages associated to sandy habitats, and of those associated with very shallow rocky habitats. Fish assemblages associated with the remaining hard substrates and *Posidonia oceanica* showed a greater degree of similarity.

Among the sixty-three fish taxa recorded at the Torre Guaceto MPA, eleven were not censused within the zones A and B (Tab. 1). Several species were exclusively associated to specific habitat types (Tab. 1). *Bothus podas* and *Trachinus draco*, for instance, were found only on sandy substrate, *Synodus saurus* was exclusively found in *P. oceanica* beds, and some blennies were recorded only in shallow rocky substrates. Other species clearly showed ontogenetic shifts in habitat use: recruits of *Diplodus puntazzo* were exclusively found in shallow sandy habitat, while adults were recorded on *P. oceanica* and hard substrates at various depth. Economically important species, such as *Epinephelus marginatus*, *Pagrus pagrus* and *Sciaena umbra*, were associated exclusively to deep coralligenous formations present only in the zone C.

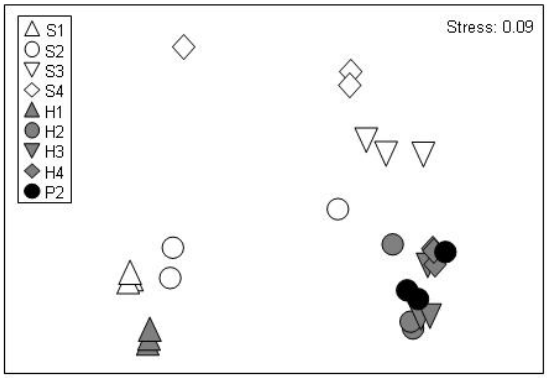


Fig. 1 - Non-metric multidimensional scaling (nMDS) on replicate's centroids from each of the three sectors of the MPA (see Methods). H1: hard substrate 0-2 m; H2: hard substrate 4-10 m; H3: hard substrate 12-16 m; H4: hard substrate 25-30 m; S1: sandy substrate 0-2 m; S2: sandy substrate 4-10 m; S3: sandy substrate 12-16 m; S4: sandy substrate 25-30 m; P2: *Posidonia oceanica* 4-10 m.

Non-metric multidimensional scaling (nMDS) calcolato sui centroidi delle repliche effettuate presso ognuno dei tre settori dell'AMP (vedi Metodi). H1: substrato duro; 0-2 m; H2: substrato duro 4-10 m; H3: substrato duro 12-16 m; H4: substrato duro 25-30 m; S1: substrato sabbioso 0-2 m; S2: substrato sabbioso 4-10 m; S3: substrato sabbioso 12-16 m; S4: substrato sabbioso 25-30 m; P2: Posidonia oceanica *4-10 m.*

Conclusions

These results stress the importance of considering ecological criteria for properly designing MPAs (Sala *et al.*, 2002; Roberts *et al.*, 2003). From this perspective, mapping habitats in the coastal areas where MPAs are to be established is a propaedeutic step for properly protecting representative and distinct habitats. This is fundamental for establishing MPAs that then (through a thoughtful zoning) may properly protect biodiversity and target species.

With regard to the Torre Guaceto MPA, these outcomes suggest that the present zoning could not be the optimum for protecting fish diversity and target fish

species. A number of fish taxa (including some fish of commercial importance), in fact, were not recorded in the zones A and B because the habitats where they live are present only in the zone C. From this point of view, it has to be considered that (regulated) fishing activities will be authorized in the zone C in the next future. Therefore, it could be appropriate to extend offshore the zones where fishing is prohibited (as well as all the activities that can damage benthic habitats like anchorage). In this way all relevant habitats will be properly protected which may permit to optimize the protection effects. It has to considered, however, that MPAs are not the panacea which can alleviate the consequences of unregulated fishing outside the MPAs. Conservation of fish diversity and of populations of economically important species, from this perspective, should also involve appropriate management of fishing activities (e.g. in terms of sustainable fishing effort and methods) in the coastal areas outside the MPAs.

Riassunto

Tra le finalità che vengono comunemente attribuite alle Aree Marine Protette (AMP) vi sono la conservazione della biodiversità e la protezione di specie che altrove sono oggetto di pesca. Per soddisfare tali finalità le AMP devono avere caratteristiche adeguate in termini di tipologia ed estensione degli habitat protetti (criterio della rappresentatività) ed includere, se presenti, habitat peculiari (criterio dell'unicità). Dal momento che diverse specie sono spesso associate a diversi habitat, la biodiversità inclusa in un'AMP sarà tanto maggiore quanti più habitat vi saranno rappresentati. Ciò presupporrebbe che la scelta delle aree in cui posizionare le AMP e la loro zonazione fossero effettuate *a priori*, sulla base di cartografie degli habitat a scala regionale. Molte delle AMP italiane, tuttavia, sono state istituite senza tali conoscenze di base, il che potrebbe rendere necessario, in alcuni casi, operare correzioni *a posteriori*. In questo studio abbiamo indagato se l'attuale zonazione dell'AMP di Torre Guaceto (Puglia) ha le potenzialità per proteggere al meglio la diversità della fauna ittica e le specie costiere *target* per la pesca sulla base degli habitat attualmente inclusi nelle zone in cui la pesca è e sarà esclusa (es. le zone A e B). I censimenti visuali effettuati presso l'AMP di Torre Guaceto in diversi habitat (fondi incoerenti, fondi duri, fanerogame) ed a differenti profondità (0-2, 4-10, 12-16, 25-30 m) hanno consentito di censire 63 taxa della fauna ittica, di cui 11 presenti solo nelle zone C (le quali includono il coralligeno e solo in piccola parte precoralligeno e praterie omogenee di *Posidonia oceanica*, non presenti o solo parzialmente nelle zone A e B). Oltre alle differenze nell'occupazione degli habitat mostrate da diverse specie, è da rimarcare che specie economicamente rilevanti (es. la cernia bruna *Epinephelus marginatus* e la corvina *Sciaena umbra*) sono risultate associate strettamente al coralligeno (25-30 m). Questi risultati, quindi, suggeriscono 1) che l'attuale zonazione di Torre Guaceto potrebbe non essere adeguata a soddisfare le finalità di protezione della diversità della fauna ittica e delle specie *target* dal momento che la pesca sarà a breve consentita in zona C e 2) che potrebbe essere opportuna un'estensione verso il largo delle zone in cui la pesca è vietata (così come ogni altra attività impattante come l'ancoraggio) così da includere tutti i principali habitat costieri. Non va tuttavia dimenticato che, in termini generali, la protezione delle diversità e delle specie ittiche *target* non può prescindere da una appropriata gestione della pesca (es. in termini di regolazione dello sforzo, divieto di attrezzi a forte impatto sugli habitat) anche nelle aree costiere esterne alle AMP.

Acknowledgements

Thanks are due to C. Vaglio (University of Lecce) and the staff of the Torre Guaceto MPA that provided invaluable assistance during the field work.

References

BUSSOTTI S., DENITTO F., GUIDETTI P., BELMONTE G. (2002) - Fish assemblages in shallow marine caves of the Salento Peninsula (Southern-Apulia, SE Italy). *P.S.Z.N.: Mar. Ecol.*, **23** (Suppl.): 11-20.

CLARKE K.R., GORLEY R.N. (2001) - PRIMER v5: User Manual/Tutorial. Primer-e, Plymouth, United Kingdom.

CONNOLLY R.M. (1994) - A comparison of fish assemblages from seagrass and unvegetated areas of a southern Australian estuary. *Aust. J. Mar. Freshw. Res*., **45**: 1033-1044.

FRANCOUR P., HARMELIN J.G., POLLARD D., SARTORETTO S. (2001) - A review of marine protected areas in the Northwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation and management. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst*, **11**: 155-188.

FRASCHETTI S., TERLIZZI A., BUSSOTTI S., GUARNIERI G., D'AMBROSIO P., BOERO F. (2005) - Conservation of Mediterranean seascapes: analyses of existing protection schemes. *Mar. Env. Res.,* **59**: 309-332.

GUIDETTI P. (2000) - Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanica* beds, rocky-algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea. *Est. Coast Shelf Sci.*, **50**: 515-529.

GUIDETTI P. (in press) - Marine reserves re-establish lost predatory interactions and cause community-wide changes in mediterranean rocky-reefs. *Ecol. Appl.*

HALPERN B.S. (2003) - The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecol. Appl*., **13**: 117-137.

HARMELIN-VIVIEN M.L., HARMELIN J.G., CHAUVET C., DUVAL C., GALZIN R., LEJEUNE P., BARNABE G., BLANC F., CHEVALIER R., DUCLERC J., LASSERRE G. (1985) - Evaluation des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problemes. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, **40**: 467-539.

MACPHERSON E. (1998) - Ontogenetic shifts in habitat use and aggregation in juvenile sparid fishes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **220**: 127-150.

MICHELI F., HALPERN B.S., BOTSFORD L.W., WARNER R.R. (2004) – Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecol. Appl*., **14**: 1709-1723.

PAULY D., CHRISTENSEN V., DALSGAARD J., FROESE R., TORRES F. JR. (1998) - Fishing down marine food webs. *Science*, **279**: 860-863.

ROBERTS C.M., ANDELMAN S., BRANCH G., BUSTAMANTE R.H., CASTILLA J.C., DUGAN J., HALPERN B.S., LAFFERTY K.D., LESLIE H., LUBCHENCO J., McARDLE D., POSSINGHAM H.P., RUCKELSHAUS M., WARNER R.R. (2003) - Ecological criteria for evaluating candidate sites for marine reserves. *Ecol. Appl.*, **13**: 199-214.

ROFF J.C., EVANS M.J.S. (2002) - Frameworks for marine conservation - non-hierarchical approaches and distinctive habitats. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, **12**: 635-648.

SALA E., OROPEZA O., PAREDAS G., PARRA I., BARRERA J.C., DAYTON P.K. (2002) - A general model for designing networks of marine reserve. *Science*, **298**: 1991-1993.

VALESINI F.J., POTTER I.C., CLARKE K.R. (2004) - To what extent are the fish compositions at nearshore sites along a heterogeneous coast releted to habitat type? *Est. Coast Shelf Sci.*, **60**: 737-754.

VILLA F., TUNESI L., AGARDY T. (2002) - Zoning marine protected areas through spatial multiple-criteria analysis: the case of the Asinara Island National Marine Reserve of Italy. *Cons. Biol*., **16**: 515-526.

This research was funded by the Torre Guaceto MPA, ICRAM (Afrodite project) and CoNISMa (Venere project).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 379-385

R. Lasagna, M. Montefalcone, C.N. Bianchi, C. Morri, G. Albertelli

Dip.Te.Ris., Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
robertalasagna@yahoo.it

APPROCCIO MACROSTRUTTURALE ALLA VALUTAZIONE DELLO STATO DI SALUTE DI UNA PRATERIA DI *POSIDONIA OCEANICA*

MACROSTRUCTURAL APPROACH FOR EVALUATING THE STATE OF HEALTH OF A POSIDONIA OCEANICA *MEADOW*

Abstract

Many studies were done in order to describe structural features of a Posidonia oceanica *(L.) Delile (Monocotyledones, Potamogetonales) meadow, but few of them used a isolines interpolation method to obtain a synoptic vision of a meadow state of health condition. In this work was used the kriging, a method which utilizes a stochastic interpolation technique to cartography some descriptor parameters of the meadow:* P. oceanica *cover, absolute density and relative density.*

The resulting cover and density maps showed that some areas of the meadow were in a suffering state of health. The results also emphasized that the isolines representation is promising for the study of a meadow macrostructure showing relative density is the better parameter to describe the structure and meadow state of health.

***Key-words*:** Posidonia oceanica*, isolines, relative density, Ligurian Sea.*

Introduzione

Diverse tipologie di disturbi, antropici e naturali, possono indurre alterazioni nei fattori che determinano il naturale sviluppo di una prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delile e la sua regressione è un fenomeno noto e descritto da diversi autori in differenti aree del Mediterraneo (Pérès e Picard, 1975; Pérès, 1984; Astier, 1984; Augier *et al*., 1984; Bourcier, 1989; Marbà e Duarte, 1997). La struttura spaziale di una prateria rappresenta un eccellente indicatore per definire il suo grado di sviluppo, la qualità, lo stato di salute e per determinare e quantificare gli effetti di eventuali disturbi.

Il fenomeno regressivo è spesso studiato mediante un approccio cartografico e l'utilizzo di un'interpolazione dei dati, mediante la tecnica del kriging (Panayotidis *et al*., 1981; Scardi *et al*., 1989; Pergent *et al*., 1995a), è particolarmente promettente per la cartografia. Tale metodo permette di ottenere una rappresentazione spaziale di un valore di una variabile in un sito stimato a partire dai valori della stessa variabile misurati in siti vicini. In questo lavoro l'interpolazione dei dati viene applicata ai valori di ricoprimento, densità assoluta e densità relativa della prateria di *P. oceanica* della baia di Prelo (Genova, Mar Ligure), tra Rapallo e Santa Margherita Ligure. Questa prateria è stata negli anni studiata da diversi autori perché presenta alcune particolarità strutturali (Bianchi e Peirano, 1995) che, a causa dell'impatto antropico ed ambientale (Peirano e Bianchi, 1995; Montefalcone *et al*., 2006), vanno deteriorandosi.

Inoltre si è cercato di sottolineare l'importanza dell'utilizzo della densità relativa in alternativa a quella assoluta perché permette di descrivere più precisamente la struttura e l'effettivo stato di salute della prateria esaminata.

Materiali e metodi

Durante un precedente lavoro di mappatura della prateria di *P. oceanica* della baia di Prelo (Fig. 1) (Lasagna, 2004) sono stati misurati alcuni parametri descrittori, quali il ricoprimento e la densità.

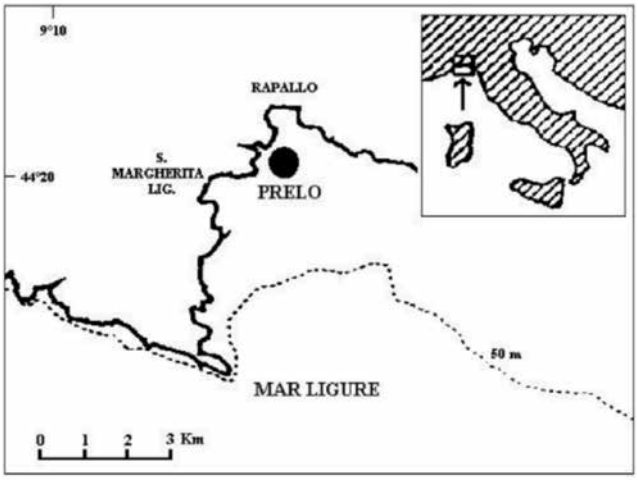


Fig. 1 - Area di studio.
Study area.

Tali valori sono stati raffigurati utilizzando un programma di interpolazione dati (Surfer) che ha reso possibile le rappresentazioni a isolinee così da evidenziare la macrostruttura e lo stato di salute della prateria di *P. oceanica* esaminata. Le spazializzazioni dei dati e la realizzazione delle mappe in Figg. 2-3-4 sono state ottenute utilizzando inoltre AutoCad 2000 e Corel Draw.

Risultati

Ricoprimento

Dalla rappresentazione a isolinee del ricoprimento (Fig. 2) è possibile osservare come i valori maggiori (>70%) di tale parametro sono stati accertati nella zona R_1 più superficiale, a circa 2-4 m di profondità. Valori >70% sono stati inoltre riscontrati in una zona R_2 centrale, dai 6 ai 16 m di profondità, confermando la presenza di un limite inferiore di tipo netto individuato nel precedente lavoro di mappatura. Nelle altre zone della prateria i valori di ricoprimento diminuiscono progressivamente fino ai valori minimi rilevati in corrispondenza del limite sfu-

mato (Lasagna, 2004). La porzione maggiore della prateria in esame è interessata da un ricoprimento <70%. Inoltre in tale rappresentazione sono state indicate due terrazze di "matte" (T_1 e T_2) presenti nella zona superficiale della prateria caratterizzate da valori di ricoprimento rispettivamente di 90% e 70%.

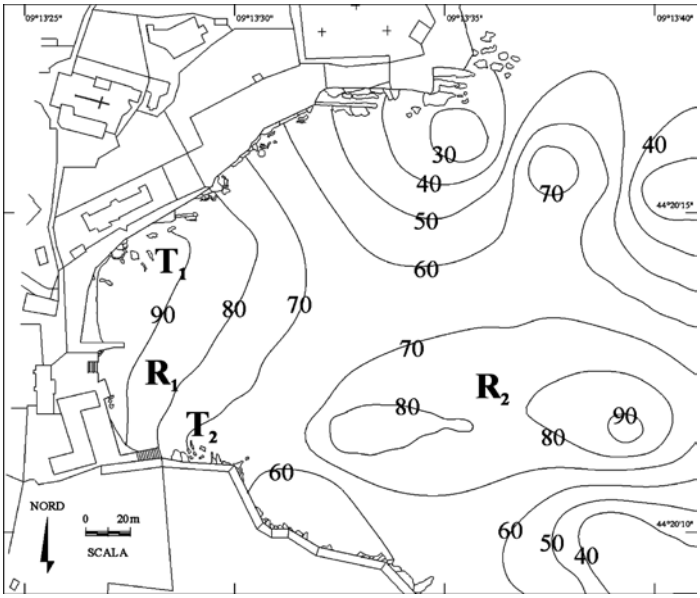


Fig. 2 - Isolinee del ricoprimento di *P. oceanica* nella prateria della baia di Prelo. T_1 e T_2=terrazze di matte, R_1 e R_2=zone ad alto ricoprimento.
Isolines of cover values of P. oceanica *in the meadow of Prelo cove.* *T_1 and T_2=matte terrace, R_1 and R_2=high cover areas.*

Densità assoluta e relativa

Dalla rappresentazione a isolinee della densità assoluta (Fig. 3) è possibile definire che la maggior parte della prateria ha valori di densità assoluta >400 fasci m^{-2}. Essi permettono di classificare la prateria come densa secondo Giraud (1977) e si parla di densità normale per le zone a profondità maggiori e anormale per quelle più superficiali secondo Pergent *et al*. (1995b). Solo la zona Da_1 al centro della baia e la zona Da_2, quest'ultima in prossimità del limite inferiore, sono caratterizzate da valori compresi tra 150 e 400 fasci m^{-2}; tali valori individuano che l'area Da_1 è molto rada e rada con una densità anormale. Da_2 invece, essendo a profondità maggiori rispetto a Da_1 ha densità normale. Le due terrazze di "matte" (T_1 e T_2) presentano valori di densità assoluta rispettivamente compresi tra 400 e 700 fasci m^{-2} e >700 fasci m^{-2}. Questo permette di includere T_1 nella definizione di prateria densa secondo Giraud con densità anormale secondo la classificazione di Pergent. T_2 invece è un'area molto densa con una densità normale.

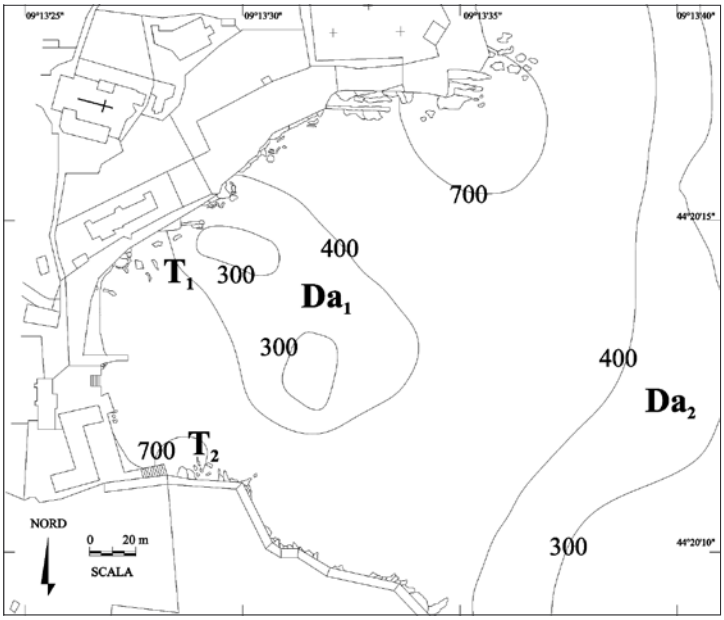


Fig. 3 - Isolinee della densità assoluta di *P. oceanica* della prateria della baia di Prelo. T_1 e T_2=terrazze di matte, Da_1 e Da_2=zone caratterizzate da bassa densità.
Isolines of the absolute density values of P. oceanica *in the meadow of Prelo cove.* T_1 *and* T_2*=matte terrace,* Da_1 *and* Da_2*=low density areas.*

La carta della iso-densità (Fig. 4) della prateria mette in evidenza valori bassi della densità relativa (Romero, 1985) laddove vi è riduzione del ricoprimento. Si possono individuare delle aree con caratteristiche ben precise: la zona $_a$Dr superficiale ha valori di ricoprimento e di densità assoluta tali da fornire valori di densità relativa compresi tra 400 e 700 fasci m^{-2}. Questa zona risulta essere densa secondo Giraud con densità anormale subito sottocosta e normale alla profondità di circa 4 m secondo Pergent. La zona $_i$Dr invece presenta valori compresi fra 300 e 400 fasci m^{-2} che la classificano come prateria rada. Alla profondità di circa 5 m tali valori indicano una densità anormale mentre a circa 12 m essa è normale. Una buona parte della prateria è però interessata da valori di densità relativa compresi tra 150 e 300 fasci m^{-2} che segnalano che tale zona è da definire molto rada; a profondità minori tali valori sono di densità anormale mentre alle profondità maggiori si parla di densità bassa. T_1 ha valori di densità relativa che rientrano nella classificazione di prateria rada e densità anormale; T_2 invece è caratterizzata da valori che la indicano come prateria densa e densità anormale. Le zone L_1 e L_2, a conferma dei dati presi durante la mappatura di dettaglio dell'area, indicano la presenza di un limite sfumato che presenta valori bassi di densità relativa ($_b$Dr) cioè <150 fasci m^{-2}; tali valori segnalano una semiprateria e densità bassa; infine la zona L_3 convalida la presenza di un limite netto perché valori di ricoprimento notevolmente più alti (>70%) sono accompagnati da valori di densità relativa >150 fasci m^{-2}.

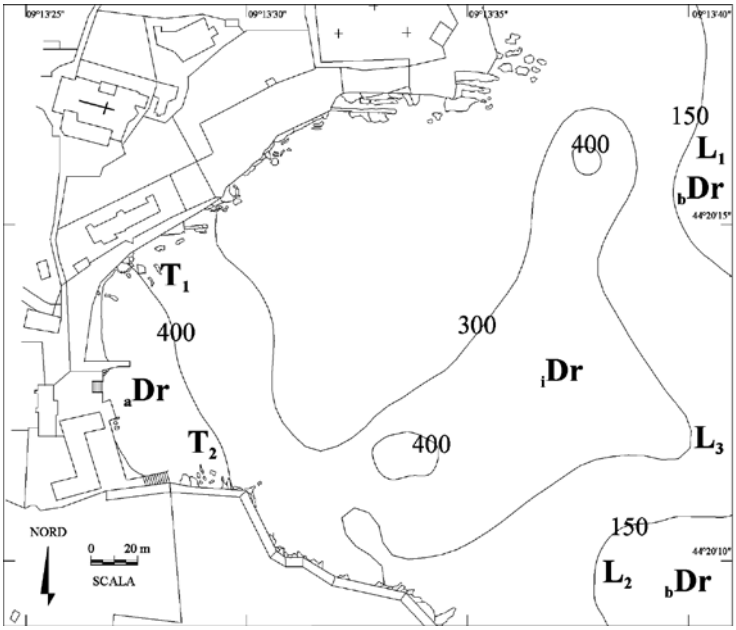


Fig. 4 - Isolinee della densità relativa di *P. oceanica* della prateria della baia di Prelo. T_1 e T_2=terrazze di matte, $_aDr$=area con alta densità, $_iDr$=area con valori intermedi di densità, $_bDr$=area con bassa densità, L_1 e L_2=aree con bassi valori di densità, L_3=zona con il limite netto.

Isolines of the relative density values of P. oceanica *in the meadow of Prelo cove.*
T_1 and T_2=matte terrace, $_aDr$=area with high density values, $_iDr$=area with intermediate density values, $_bDr$= area with low density values, L_1 and L_2=areas with low density values, L_3=area with sharp limit.

Conclusioni

L'applicazione del metodo dell'interpolazione a isolinee ha consentito di rappresentare in maniera sintetica i dati e di fornire informazioni quali-quantitative dei parametri considerati. Inoltre, l'applicazione di tale metodo ha dimostrato che i dati di ricoprimento uniti a quelli di densità assoluta permettono di individuare nella densità relativa un dato di sintesi delle condizioni di salute di una prateria di *P. oceanica* e come la sola densità assoluta possa non essere sufficiente per descriverle.

Il ricoprimento rappresenta un'informazione primaria per valutare la struttura e lo stato di salute di una prateria. In questo caso i valori di ricoprimento indicano una forte eterogeneità della prateria. La densità assoluta invece fornisce informazioni sulla potenziale vitalità della prateria. Questo parametro indica un buono stato di salute del posidonieto in esame in quanto le aree caratterizzate da bassi valori di densità sono limitate. Esso è però fuorviante poiché non tiene in considerazione fattori come il ricoprimento stesso ed il tipo di substrato che influenza molto il valore della densità a parità di altri parametri come profondità, idrodinamismo e trasparenza dell'acqua; infatti le praterie che si sviluppano su

substrato duro hanno spesso una densità più elevata rispetto a quelle insediatesi su substrato molle (Pergent *et al*., 1995b). Di conseguenza si può affermare che i valori di densità assoluta non danno informazioni adeguate e complete sullo stato di salute di una prateria. La densità relativa rappresenta un indice di sintesi pratica in grado di integrare i due aspetti precedenti. L'utilizzo della densità relativa e la sua rappresentazione a isolinee permette di sottolineare maggiormente le differenze macrostrutturali della prateria che erano poco evidenti nelle rappresentazioni sia del ricoprimento sia della densità assoluta, come ad esempio nella descrizione delle caratteristiche delle due terrazze di "matte" e nelle tipologie dei limiti inferiori. Questo descrittore permette di definire che alcune aree del posidonieto della baia di Prelo sono in un certo grado di sofferenza.

Summary

In this work was used a stochastic interpolation method in order to obtain a synoptic view of the macrostructure and the state of health of a *Posidonia oceanica* meadow of Prelo. As a result we obtained the isolines of some parameters such as *P. oceanica* cover, shoots absolute density and shoots relative density. The isolines of *P. oceanica* cover were important to describe the abundance of the phanerogam in the meadow; the representation of absolute shoots density indicated the potential vitality but it was misleading because it indicated a good state of health of this meadow. The isolines of relative density taking into account both the cover and absolute density values are a good indicator of the health state of the meadow. In this representation it was possible to confirm two different "matte" terrace features and the typology of lower limits. It was possible establish that in some areas this *P. oceanica* meadow was in a suffering state of health.

Bibliografia

ASTIER J.M. (1984) - Impacts des aménagements littoraux de la rade de Toulon, liés aux techniques d'endigage, sur les herbiers à *Posidonia oceanica*. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), *International Workshop on* Posidonia oceanica *Beds*, GIS Posidonie, Marseille, France, **1**: 255-259.

AUGIER H., NIERI M., GILLI A., MARTINET P., STEPHAN G., VENTURON G. (1984) - Balisage et cartographie de l'herbier de posidonies au droit des plages artificielles de la baie de La Ciotat (B.D.R., France). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Oliver J. (eds), *International Workshop on* Posidonia oceanica *Beds*, GIS Posidonie, Marseille, France, **1**: 79-85.

BIANCHI C.N., PEIRANO A. (1995) - *Atlante delle fanerogame marine della Liguria:* Posidonia oceanica *e* Cymodocea nodosa. ENEA, Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia: 144 pp.

BOURCIER M. (1989) - Régression des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile, à l'est de Marseille, sous l'action conjuguée des activités humaines et des modifications climatiques. In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds), *International Workshop on* Posidonia oceanica *Beds*, GIS Posidonie, Marseille, France, **2**: 287-292.

GIRAUD G. (1977) - Essai de classement des herbiers de *Posidonia oceanica* (Linné) Delile. *Bot. Mar.*, **20** (8): 487-491.

LASAGNA R. (2004) - *Cartografia mediante tecniche di rilevamento subacqueo della prateria di* Posidonia oceanica *(L.) Delile, 1813 della baia di Prelo (Rapallo, Genova): morfologia, stato di salute e granulometria dei sedimenti superficiali.* Tesi di Laurea, Università degli Studi di Genova.

MARBÀ N., DUARTE C.M. (1997) - Interannual changes in seagrass (*Posidonia oceanica*) growth and environmental change in the Spanish Mediterranean littoral zone. *Limnol. & Oceanogr*., **42** (5): 800-810.

MONTEFALCONE M., LASAGNA R., BIANCHI C.N., MORRI C., ALBERTELLI G. (2006) - Effects of mechanical damages on the *Posidonia oceanica* meadow structure: a case study in the Prelo Bay (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Chemis. & Ecol.*, **22** (1): (in press).

PANAYOTIDIS P., BOUDOURESQUE C.F., MARCOT-COQUEUGNIOT J. (1981) - Microstructure de l'herbier de *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. *Bot. Mar.*, **24**: 115-124.

PEIRANO A., BIANCHI C.N. (1995) - Decline of the seagrass *Posidonia oceanica* in response to environmental disturbance: a simulation-like approach off Liguria (NW Mediterranean sea). *Proc. 30° Eur. Mar. Biol. Symposium*, Southampton: 87-95.

PERES J.M. (1984) - La régression des herbiers a *Posidonia oceanica*. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., J. Olivier (eds), *International Workshop on* Posidonia oceanica *Beds*. GIS Posidonie, Marseille, France, **1**: 445-454.

PERES J.M., PICARD J. (1975) - Causes de la raréfaction et de la disparition des herbiers de *Posidonia oceanica* sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Aquat. Bot.*, **1** (2): 133-139.

PERGENT G., BARBIER J.C., PERGENT-MARTINI C., SOULLARD M. (1995a) - Microstructure de l'herbier à *Posidonia oceanica* de la Baie de Calvi (Corse). *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **34**: 39.

PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., BOUDOURESQUE C.F. (1995b) - Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mésogée*, **54**: 3-27.

ROMERO J. (1985) – Note sur une méthode d'évaluation de la densité de faisceaux dans les herbiers de posidonies. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **30** (2): 266.

SCARDI M., FRESI E., ARDIZZONE G.D. (1989) - Cartographic representation of sea-grass beds: application of a stochastic interpolation technique (Kriging). In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds), *International Workshop on* Posidonia oceanica *Beds*, GIS Posidonie, Marseille, France, **2**: 19-27.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 386-395

S. Libralato, M. Tempesta*, C. Solidoro, M. Spoto*

Dipartimento di Oceanografia, Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica Sperimentale, OGS, B.go Grotta Gigante, 42/C - 34010 Sgonico (TS), Italia.
slibralato@ogs.trieste.it
*Riserva Naturale Marina di Miramare, Viale Miramare, 349 - 34014 Grignano (TS), Italia.

UN MODELLO DI ECOSISTEMA APPLICATO ALLA RISERVA NATURALE MARINA DI MIRAMARE: LIMITI, VANTAGGI E PROSPETTIVE

AN ECOSYSTEM MODEL APPLIED TO MIRAMARE NATURAL MARINE RESERVE: LIMITS, ADVANTAGES AND PERSPECTIVES

Abstract

A mass-balance model is applied to the Miramare Natural Marine Reserve (Trieste, Italy) for describing the web of trophic interactions. This ecosystem model is built using Ecopath with Ecosim software and it allows to link in a coherent frame information obtained from field measurements. Analysis applied to the trophic web allowed to evidence properties of the protected ecosystem along with characteristics of functional groups used to describe the ecosystem. This preliminary application evidenced: a) the potential of the tool; b) data and parameters important for an accurate modelling description; c) the biological compartments on which the efforts of new monitoring should be directed for a more accurate and coherent description of the ecosystem; d) theoretical limits and practical difficulties in implementing this kind of models.

Key-words: *food webs, marine parks, modelling, trophic structure.*

Introduzione

Nel presente lavoro viene presentato un modello matematico preliminare della rete trofica della Riserva Naturale Marina di Miramare, costruito con Ecopath with Ecosim (Christensen e Walters, 2004). Lo scopo è di dotarsi di uno strumento capace di sintetizzare in un quadro teorico unitario l'insieme delle informazioni sperimentali disponibili, anche al fine di ottenere una rappresentazione schematica di questo ecosistema che facilita il confronto con altre realtà. Nel corso del lavoro viene anche verificata la reale possibilità di descrivere il funzionamento dell'ecosistema sulla base dei dati disponibili, di evidenziare lacune e fornire indicazioni dei comparti verso i quali indirizzare futuri sforzi sperimentali. Infine, si sono voluti indagare i limiti di applicabilità e le criticità di questo strumento modellistico in un caso che – per disponibilità di dati ed informazioni pregresse – può essere considerato ottimale.

Nella Riserva di Miramare da alcuni anni si svolgono, infatti, numerose attività di monitoraggio e raccolta dati sia di carattere biologico che chimico-fisico (Fonda-Umani *et al.*, 2000; LBM, 2002; 2003; Costantini, 2004; Tempesta, 2005). L'area di Miramare rappresenta, quindi, una situazione ideale in cui applicare modelli di ecosistema che consentono di integrare e organizzare le informazioni acquisite per tutti i livelli gerarchici, tassonomici ed ecologici (Jarre-Teichmann, 1998). Approcci di questo tipo, inoltre, consentono confronti ed analisi a livello di ecosistema e permettono di evidenziare effetti diretti ed indiretti della protezione delle aree marine (Walters, 2000).

Materiali e metodi

Il sito

La Riserva Naturale Marina di Miramare (RNMM), istituita nel 1986 (D.M., 12/11/86), si trova a 8 km a nord-ovest della città di Trieste e comprende un tratto di mare attorno al promontorio di Miramare della superficie complessiva di 120 ettari. La Riserva è suddivisa in due zone di tutela, la zona*"Core"* e la zona *"buffer"* (Fig. 1). La zona *"Core",* o zona A*,* è un'area di riserva integrale ed ha un'estensione di 30 ettari delimitati da un perimetro costiero di circa 1,5 km. Al suo interno vige una stretta regolamentazione che consente solo attività di ricerca scientifica e monitoraggio oltre ad alcune attività di fruizione regolamentate dall'Ente Gestore (Associazione Italiana per il WWF for Nature ONLUS). La zona "buffer" o zona B, si estende per 90 ettari attorno alla zona A e il regime meno restrittivo di protezione generale le conferisce funzioni di "zona cuscinetto" verso l'esterno. La profondità massima della Riserva Marina è di 18 metri, misurati a livello delle boe di delimitazione esterna.

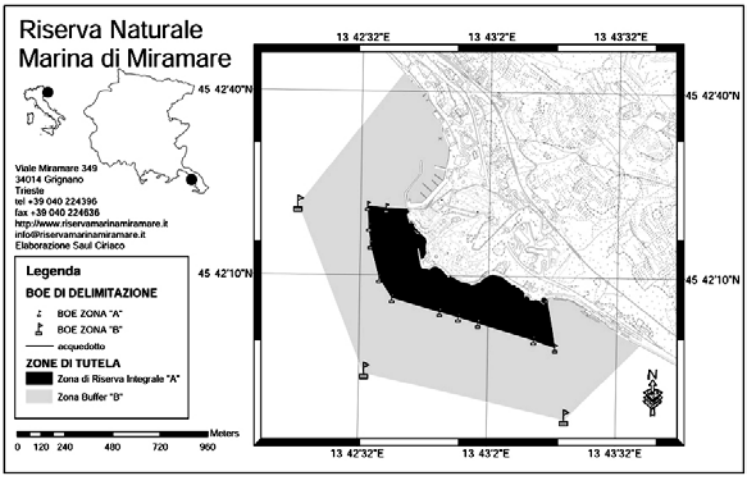


Fig. 1 - L'area di studio: la Riserva Naturale Marina di Miramare.
The study site: the Miramare Natural Marine Reserve.

Il modello Ecopath with Ecosim

Il modello della RNMM è creato con Ecopath with Ecosim (EwE), un pacchetto software per la costruzione di modelli della rete trofica di ecosistemi acquatici messo a punto presso la University of British Columbia (Christensen e Walters, 2004; www.ecopath.org). Ecopath è la routine di base di EwE e consente di creare modelli a bilancio di massa delle interazioni trofiche dell'ecosistema. La rete trofica è descritta mediante comparti detti gruppi funzionali, ognuno dei quali rappresenta una o più specie aggregate (Christensen *et al.*, 2004). E' consigliabile aggregare specie che hanno caratteristiche biologiche (tassi di respirazione, accrescimento, mortalità), e trofiche (stesse prede e stessi predatori) simili (Christian e Luckowicz, 1999). Tuttavia, aggregazioni diverse sono possibili e non comportano

errori nella descrizione della rete trofica nel suo complesso, ma necessitano cautela nel valutare le proprietà emergenti dei gruppi funzionali aggregati (Abarca-Arenas e Ulanowicz, 2002; Dunne *et al.*, 2002).

Il bilancio di massa è impostato per ogni gruppo funzionale *iesimo* attraverso l'uguaglianza tra la sua produzione e i flussi di consumo. Per ogni gruppo funzionale, quindi, Ecopath imposta un'equazione di bilancio del tipo:

$$\left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot B_i = \sum_{\text{Pred}_j=1}^{n} \left(\frac{Q}{B}\right)_j \cdot B_j \cdot DC_{ij} + E_i + Y_i + BA_i + \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot B_i \cdot (1 - EE_i) \quad (1)$$

dove la produzione è calcolata dal prodotto tra la biomassa del gruppo funzionale (B_i) e il tasso di produzione relativo (P/B_i) e i consumi sono rappresentati dalla predazione, dalle esportazioni nette dal sistema (E_i), dalle catture nel caso in cui esista un'attività di pesca (Y_i), dall'accumulo di biomassa (BA_i) e dalla mortalità naturale ($1\text{-}EE_i$), dove EE_i è l'efficienza ecotrofica ovvero la frazione di produzione non usata dalla rete trofica. La predazione sul gruppo funzionale *i* da parte degli *n* predatori è calcolata, per ogni predatore (j), dal prodotto tra la biomassa del predatore (B_j), il consumo relativo (Q/B_j) e la frazione di *i* nella dieta del predatore *j* (DC_{ij}). L'applicazione dell'eq. 1 a tutti i gruppi funzionali della rete trofica comporta la risoluzione di un sistema di equazioni. Per la risoluzione di tale sistema Ecopath richiede obbligatoriamente la matrice di dieta (DC_{ij}), la migrazione netta (E_i) le catture (Y_i) e l'accumulo di biomassa (BA_i). Dei quattro parametri fondamentali rimanenti, ovvero B_i, P/B_i, Q/B_i e EE_i, l'utente deve fornirne tre a scelta per ogni gruppo funzionale (escluso il detrito) ed il quarto è stimato dal modello (Christensen *et al.*, 2004; Christensen e Walters, 2004). La mortalità naturale di ogni gruppo funzionale costituisce il flusso al detrito che ne permette il bilancio.

I dati sperimentali e il loro utilizzo in Ecopath

I dati raccolti nell'area di studio e le informazioni desunte da letteratura hanno permesso di identificare una rete trofica composta da 19 gruppi funzionali: 9 utilizzati per descrivere le specie del necton, 5 rappresentano i macroinvertebrati bentonici, 3 i gruppi del plancton, 1 le macroalghe e 1 il detrito. Dove il dettaglio dei dati biologici lo consentiva, ovvero per le specie nectoniche, si è preferito identificare singole specie come gruppi funzionali, mentre gli altri gruppi funzionali rappresentano categorie ecologiche più ampie. Il modello descrive la rete trofica del settembre 2003, momento dell'anno scelto sia perché è rappresentativo della situazione tardo-estiva riassuntiva del periodo più ricco in termini di diversità e biomassa di specie ittiche (Castellarin *et al.*, 2001), sia per la maggior disponibilità di dati. Le biomasse della rete trofica RNMM sono espresse in peso umido (gww m^{-2}), e sono stati utilizzati tassi mensili, quindi i flussi stimati dal modello sono in gww m^{-2} $mese^{-1}$. In Tab. 1 sono riportati i dati di input del modello con le relative fonti. I coefficienti utilizzati per convertire le biomasse da altre unità di misura in peso fresco sono stati desunti da letteratura (Christensen e Pauly, 1993; Sorokin e Giovanardi, 1995; Ricciardi e Bouget 1998). La matrice di dieta è stata ricavata raccogliendo informazioni pubblicate quanto più specifiche e locali possibile (Fauchald e Jumars, 1979; Bachelet, 1981; Giangrande *et al.*, 1984; Pinnegar e Polunin, 2000; LBM, 2002; Stergiou e Karpouzi, 2002).

Analisi del modello

Allo scopo di facilitarne l'analisi, i flussi della rete trofica della RNMM calcolati

dal modello sono aggregati per livello trofico intero (TL) a definire la Lindeman Spine (Ulanowicz, 1986; Wulff *et al.*, 1989). Nel presente lavoro l'aggregazione dei

Tab. 1 - Dati in ingresso del modello di rete trofica della Riserva Marina di Miramare. Le biomasse sono ottenute da ricerche condotte nella Riserva Marina, mentre molti dei tassi di produzione e consumo sono derivati da studi condotti sulle stesse specie o gruppi in altre aree.

Input data of the food web model of Miramare Marine Reserve. Biomasses are obtained from local studies, while production and consumption rates are derived from studies conducted on the same species or group in different areas.

Gruppo funzionale	**Descrizione**	**Biomassa** gww m^{-2}		**P/B** $mese^{-1}$		**Q/B** $mese^{-1}$		**P/Q**	
acciuga	*Engraulis encrasicolus*	10.5	a	0.165	f	0.761	i		
latterini	*Atherina* spp.	0.103	a, b	0.142	g	1.304	g		
castagnola	*Chromis chromis*	0.78	a, b	0.089	h	0.7	i		
branzino	*Dicentrarchus labrax*	0.923	a, b	0.047	g	0.428	g		
saraghi	*Diplodus annularis; D. puntazzo; D. sargus; D. vulgaris*	1.772	a, b			0.483	i	0.2	p
cefali	Mugilidae	1.711	a, b	0.052	g	1.475	g		
salpa	*Sarpa salpa*	0.84	a, b	0.083	i	1.2	i		
corvina	*Sciaena umbra*	2.837	a, b			0.258	i	0.2	p
orata	*Sparus aurata*	0.109	a, b	0.083	g	0.395	g		
bivalvi	*Corbula gibba; Abra* spp.; *Tellina distorta; Acanthocardia paucicostata;* altre spp.	17.138	c	0.036	l			0.2	p
policheti	*Marphysa sanguinea;* Paraonidae*; Eunice vittata;* altre spp.	30.937	c	0.067	l			0.2	p
anfipodi	*Ampelisca* sp.; Gammaridae; altre spp.	0.131	c	0.071	l			0.2	p
decapodi	*Maja verrucosa; Eriphia spinifrons*	0.798	d	0.075	l	0.44	l		
echinodermi	*Amphiura chiajei; A. filiformis; Trachythyone elongata;* altro	0.383	c	0.07	l			0.2	p
microzooplancton	ciliati non tintinnidi; tintinnidi; dinoflagellati eterotrofi; altro	0.8	c	0.715	m, n			0.25	q
mesozooplancton	cladoceri; copepodi; altro	1.3	c	0.715	m, n			0.25	q
fitoplancton	diatomee, dinoflagellati; altro	48.6	c	7.773	m, n				
macroalghe		190.67	e	0.973	o				

a) Costantini, 2004; b) dati RNMM; c) LBM, 2003; d) Costantini e Zuppa, 1998; e) Falace e Bressan, 1999; f) Sanchez e Olaso, 2004; g) Auteri *et al.*, 1993; h) Dulcic e Kralijevic, 1995; i) Froese e Pauly, 2003; www.fishbase.org; l) Zucchetta *et al.*, 2003; m) Fonda Umani *et al.*, 2000; n) Fonda Umani e Beran, 2003; o) stimato da %RGR=3.2% day^{-1} ,valore medio annuo, Sfriso e Marcomini, 1996; p) Christensen *et al.*, 2004; q) Sorokin *et al.*, 1996;

flussi con stessa origine ha reso possibile la costruzione di una Lindeman Spine modificata che consente di rappresentare la rete trofica della RNMM mediante le

due classiche catene ecologiche: la catena del pascolo e la catena del detrito. La struttura della rete trofica e i flussi stimati permettono, inoltre, di sintetizzare le caratteristiche dell'ecosistema in indicatori globali, quali, ad esempio il rapporto tra la produzione primaria e la respirazione totale (Odum, 1969), la connettività della rete misurata con il Connectance Index (Dunne *et al.*, 2002), l'onnivoricità stimata con l'Omnivory Index (Christensen e Walters, 2004), e la biomassa per unità di flusso (Christensen *et al.*, 2004). Questi indici permettono di inferire sullo stato di sviluppo e maturità dell'ecosistema (Odum, 1969). Sulla base dell'analisi input-output dei flussi, inoltre, è possibile quantificare gli effetti prodotti da ogni gruppo funzionale su tutti gli altri (Libralato *et al.*, 2005). Questa sorta di analisi di sensitività permette di ordinare i gruppi funzionali sulla base del loro ruolo all'interno della rete trofica evidenziando anche i gruppi con elevata sensitività per i quali occorre prestare particolare attenzione per una descrizione accurata della rete trofica.

Risultati

Il bilanciamento del modello ha messo in evidenza che la biomassa misurata di *Engraulis encrasicolus* non può essere sostenuta dalla rete trofica nella Riserva. Questo risultato ha permesso di quantificare che questa specie, seppur presente a Miramare, si alimenta per il 99% fuori dei limiti dell'area protetta.

I flussi della rete trofica stimati dal modello sono aggregati nella Lindeman Spine modificata rappresentata in Fig. 2. Nella catena del pascolo (in alto) ven-

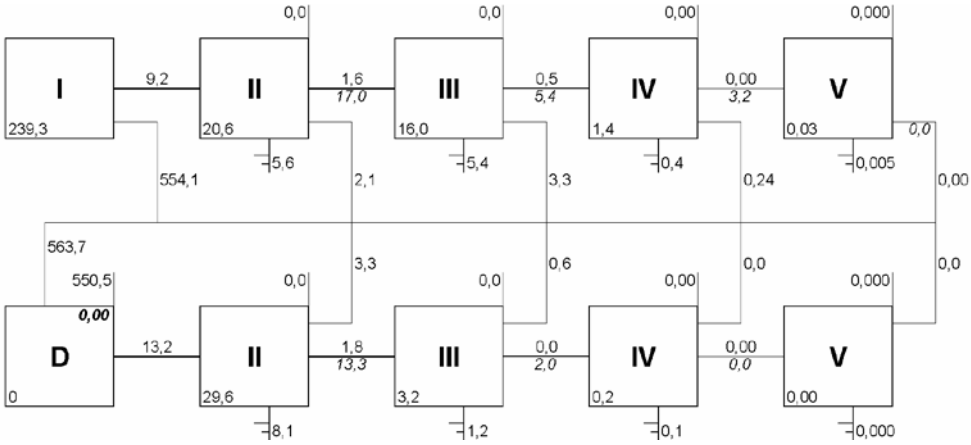


Fig. 2 - Risultato dell'aggregazione dei flussi trofici. L'aggregazione dei flussi è rappresentata secondo lo schema della Lindeman Spine, modificata per valutare distintamente la catena del pascolo e quella del detrito.

Results of the aggregation of trophic flows. Aggregation is done according to the Lindeman Spine, here modified in order to distinguish the two classical chains: the primary production based and the detritus-based one.

gono stimati flussi e biomasse non nulli fino al TL V, mentre la catena del detrito (in basso) presenta flussi fino al TL IV. Le efficienze di trasferimento sono decre-

scenti al crescere del TL in entrambe le catene, ma sono più elevate nella catena del pascolo. In quest'ultima catena classica, infatti, l'efficienza di trasferimento è del 17% per i flussi tra TL II e TL III, 5.4% per i flussi tra TL III e TL VI e 3.2% nel trasferimento tra TL V e TL IV. Per la catena del detrito, invece, le efficienze stimate sono di 13.3% e 2% per i flussi tra TL II - III e TL III – IV rispettivamente. La Lindeman Spine evidenzia, inoltre, che gran parte della produzione primaria non viene utilizzata nella rete trofica, ma trasferita nel comparto di detrito (554 gww m^{-2} $mese^{-1}$). Questo flusso costituisce il contributo principale al totale dei flussi al detrito (563.7 gww m^{-2} $mese^{-1}$), che in minima parte sono utilizzati dalla rete trofica attraverso la catena del detrito, mentre una frazione consistente è esportata (550 gww m^{-2} $mese^{-1}$).

Gli indici sintetici della rete trofica della RNMM sono riportati in Tab. 2. Gli indici riassuntivi delle tipologie di flusso (consumo, respirazione, produzione,

Tab. 2 - Indici complessivi applicati alla rete trofica della Riserva Naturale Marina di Miramare. *Global indices applied to the trophic web of Miramare Natural Marine Reserve.*

Indice	**Valore**	**Unità di misura**
Sum of all consumption	34.259	g m^{-2} $mese^{-1}$
Sum of all exports	550.505	g m^{-2} $mese^{-1}$
Sum of all respiratory flows	20.766	g m^{-2} $mese^{-1}$
Sum of all flows into detritus	563.734	g m^{-2} $mese^{-1}$
Total system throughput	1169	g m^{-2} $mese^{-1}$
Sum of all production	571	g m^{-2} $mese^{-1}$
Calculated total net primary production	563.361	g m^{-2} $mese^{-1}$
Total primary production/total respiration	27.13	
Net system production	542.596	g m^{-2} $mese^{-1}$
Total primary production/total biomass	1.815	$mese^{-1}$
Total biomass/total throughput	0.265	mese
Total biomass (excluding detritus)	310.332	g m^{-2}
Connectance Index	0.114	
System Omnivory Index	0.058	

ecc.), confermano la rilevanza della produzione primaria in confronto alle altre tipologie di flussi e al totale dei flussi nella rete (total system throughput). Il rapporto tra la produzione primaria e la respirazione totale e la produzione primaria per unità di biomassa, hanno valori elevati ad indicare che l'ecosistema non ha raggiunto lo stato di maturità (Odum, 1969). La biomassa per unità di flusso da un'indicazione del tempo medio di turn-over dei flussi della rete trofica: il suo valore basso (0.265 mese) indica la predominanza di gruppi funzionali a strategia r (Odum, 1969). Connectance Index e Omnivory Index sono stimati rispettivamente in 0.144 e 0.058, ovvero valori bassi che denotano una rete trofica poco sviluppata e articolata (Christensen e Pauly, 1993).

L'effetto complessivo di ogni gruppo funzionale sugli altri gruppi della rete trofica è riportato in Fig. 3. L'effetto totale è riportato contro la biomassa relativa di ogni gruppo funzionale per distinguere i gruppi che hanno effetti intrinseci elevati, come ad esempio *Sciaena umbra*, da quelli che hanno effetti rilevanti a seguito della loro elevata abbondanza, come ad esempio le macroalghe. Dall'analisi emerge che i gruppi funzionali che hanno elevati effetti sugli altri gruppi della rete trofica sono la corvina (*S. umbra*), i policheti, il mesozooplancton ed i bivalvi.

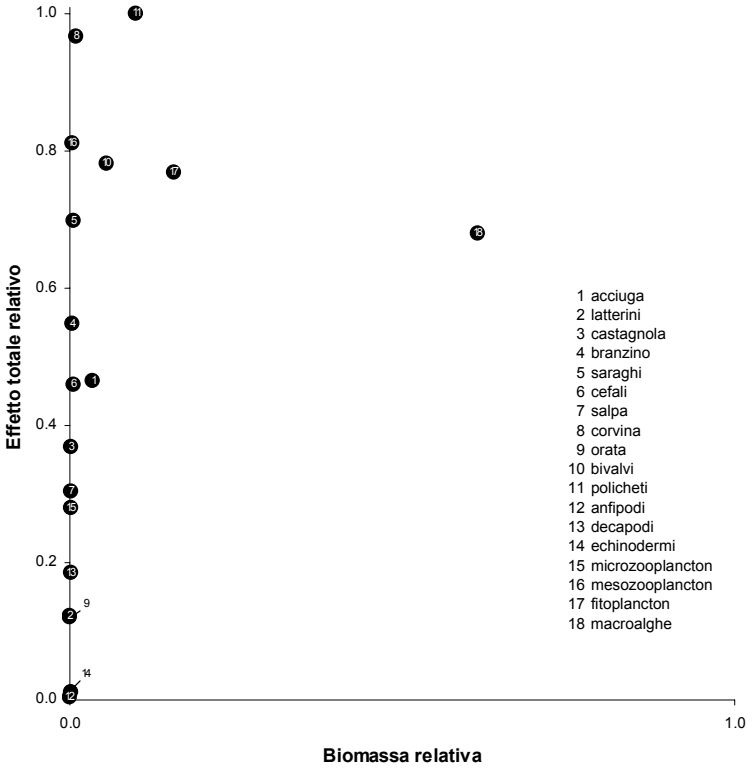


Fig. 3 - Effetto complessivo di ogni gruppo trofico sul resto della rete, riportato rispetto alla biomassa relativa di ogni gruppo.
Global effect of each trophic group with respect to all other trophic group of the web, reported against relative biomass of each group.

Conclusioni

Il modello della rete trofica della RNMM rappresenta uno strumento preliminare di sintesi, valorizzazione e analisi critica dei dati raccolti in attività sperimentali. La sua costruzione ha evidenziato che, anche in un'area così intensamente studiata, esistono delle criticità che obbligano all'assunzione di semplificazioni. Ad esempio, si è constatato che in alcuni casi sono disponibili solo dati di abbondanza per i gruppi funzionali. Questo tipo di dati consentono una stima poco accurata

delle biomasse attraverso l'uso di pesi medi individuali, mentre sono preferibili dati quantitativi di biomassa (peso fresco, secco, AFDW o energia). La definizione del modello ha evidenziato anche le scarse informazioni presenti per alcuni comparti della rete trofica, in particolare per i livelli intermedi quali i macroinvertebrati e la meiofauna, e l'assenza di misure specifiche di produzione e fabbisogno alimentare. Alcuni dei parametri necessari, inoltre, sono stati ricavati da Fishbase (Froese e Pauly, 2003; www.fishbase.org) che consente un rapido accesso ad informazioni utili per la costruzione di modelli. È tuttavia auspicabile la misura di flussi di produzione e di consumo quanto più specifici e locali possibile, per consentire una descrizione più precisa dell'ecosistema attraverso modelli di rete trofica.

Il modello della RNMM ha tuttavia permesso analisi che, pur se preliminari, hanno evidenziato caratteristiche salienti dell'ecosistema protetto e hanno fornito utili indicazioni per futuri approfondimenti e miglioramenti del modello stesso. Ha messo in risalto, ad esempio, che la produzione planctonica è sufficiente a sostenere solo una piccola frazione del fabbisogno alimentare delle acciughe (*E. encrasicolus*), confortando e quantificando l'ipotesi che questa specie pelagica, quindi non strettamente legata a zone costiere, si alimenti principalmente all'esterno dell'area protetta. La rete trofica della RNMM, inoltre, mostra che l'importanza delle catene del pascolo e del detrito in termini di flussi coinvolti e biomasse sono simili. Tuttavia la maggiore efficienza di trasferimento nella catena del pascolo consente di avere rappresentati fino a 5 livelli trofici contro i 4 della catena del detrito. Per entrambe le catene del pascolo e del detrito l'efficienza di trasferimento decresce significativamente all'aumentare del livello trofico. Questo risultato, importante per le teorie ecologiche (Lindeman, 1942), ha trovato pochi riscontri in altri ambienti studiati a causa degli effetti della pesca sull'efficienza di trasferimento e conferisce alla rete modellizzata per Miramare un'importante valenza come strumento di confronto.

Gli indici sintetici stimati per la RNMM, ed in particolare tutti gli indici legati alla produzione primaria, risentono fortemente di un bloom fitoplanctonico verificatosi nel settembre 2003 (LBM, 2003) e della produzione delle macroalghe. Inoltre, gli indici di connettività e onnivoricità, mettono in evidenza un basso livello di complessità della rete trofica, che può essere in parte legato al dettaglio utilizzato nella costruzione del modello. In generale, gli indici sintetici non rilevano la maturità e stabilità dell'ecosistema attese a seguito della lunga storia di protezione della RNMM. Le ridotte dimensioni dell'area protetta e gli effetti derivanti dalle aree circostanti soggette a pressione antropica possono spiegare in parte questo risultato.

L'analisi degli effetti diretti ed indiretti tra gruppi funzionali consente di ottenere una valutazione quantitativa del loro ruolo nella rete trofica e quindi di identificare specie dal ruolo chiave (come *Sciaena umbra*) e specie strutturanti (macroalghe). I gruppi funzionali con maggiore effetto totale, inoltre, costituiscono i gruppi verso i quali sarebbe utile indirizzare gli sforzi sperimentali al fine di ottenere un modello della rete trofica più accurato. Questi risultati sono sicuramente influenzati dal diverso grado di aggregazione dei gruppi funzionali, ma costituiscono un'importante informazione preliminare utile per successivi miglioramenti al modello.

È auspicabile, quindi, che questo modello preliminare sia migliorato sulla base di dati sperimentali derivanti da studi mirati in particolare a quelle specie che hanno dimostrato di avere un ruolo chiave, senza trascurare, tuttavia, altri gruppi

funzionali utili a descrivere con maggior dettaglio la reale complessità della rete alimentare marina.

Summary

The trophic web of the Miramare Natural Marine Reserve (Trieste, Italy) is described through a mass-balance model built using Ecopath with Ecosim. The model links coherently information obtained from several field measurements and allows to evidence properties of the protected ecosystem. The model allowed to infer that anchovies (*E. encrasicolus*) found 99% of their food requirements outside the protected area and that benthic algae have a major contribution to primary production that is however channelled into detritus and not used by the food web. Analysis based on input-output flows evidenced that *S. umbra*, polychaetes, mesozooplankton and bivalves are the most sensitive functional groups and thus future experimental efforts should be directed toward these groups in order to have a more accurate model description of the protected area.

Bibliografia

ABARCA-ARENAS L.G., ULANOWICZ R.E. (2002) - The effects of taxonomic aggregation on network analysis. *Ecol. Model.*, **149**: 285-296.

AUTERI R., ABELLA A., BAINO R., RIGHINI P., SERENA F., SILVESTRI R.,VOLIANI A. (1993) - Interazioni trofiche e attività di pesca nella laguna di Orbetello. *Consorzio regionale di idrobiologia e pesca, Regione Toscana*: 222 pp.

BACHELET G. (1981) - Données préliminaires sur l'organisation trophique d'un peuplement benthique marin. *Vie milieu*, **31**: 205-213.

CASTELLARIN C., VISINTIN G., ODORICO R. (2001) – Ittiofauna della Riserva Naturale Marina di Miramare (Golfo di Trieste, alto Adriatico). *Annales Ser. Hist. Nat.,* **11** (25)

CHRISTENSEN V., PAULY D. (1993) - Trophic models of aquatic ecosystems. *ICLARM Conf. Proc.,* **26**: 390 pp.

CHRISTENSEN V., WALTERS C.J. (2004) - Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecol. Model.*, **172**: 109-139.

CHRISTENSEN V., WALTERS C.J., PAULY D. (2004) - Ecopath with Ecosim: a User's Guide. *Fisheries Centre Research Reports, University of British Columbia, Vancouver*, **12** (4): 154 pp.

CHRISTIAN R.R., LUCZKOVICH J.J. (1999) - Organizing and understanding a winter's seagrass foodweb network through effective trophic levels. *Ecol. Model.*, **117**: 99–124.

COSTANTINI M. (2004) - Metodologie di monitoraggio acustico della fauna ittica. Applicazioni nella valutazione dell'impatto antropico, della gestione e conservazione di specie e aree di interesse. *Università degli Studi di Trieste, Tesi di dottorato XVI ciclo*.

COSTANTINI M., ZUPPA F. (1998) - Areali di distribuzione, distribuzione batimetriche e variazioni numeriche stagionali delle popolazioni di *Homarus gammarus*, *Eriphia spinifrons* e *Maja verrucosa* (Crustacea Decapoda) entro la Riserva naturale marina di Miramare (Trieste, Mar Adriatico). *Relazione interna WWF - RNMM, Trieste*.

D.M. (1986) - Decreto Ministeriale 12 Novembre 1986 - Istituzione della Riserva naturale marina di Miramare nel Golfo di Trieste. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana,* n. 77 del 2 aprile 1987.

DULČIĆ J., KRALIJEVIĆ M. (1995) - Age, growth and mortality of damselfish (*Chromis chromis* L.) in the eastern middle Adriatic. *Fish. Res.,* **22**: 255-264.

DUNNE J.A., WILLIAMS R.J., MARTINEZ N.D. (2002) - Food-web structure and network theory: the role of connectance and size. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **99**: 12917-12922.

FALACE A., BRESSAN G. (1999) - Quantitative evaluation of algal community on an artificial reef in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). *Proceedings Seventh International Conference on Artificial Reefs*: 173-178.

FAUCHALD K., JUMARS P.A. (1979) - The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **17**: 193-284.

FONDA UMANI S., BERAN A., CABRINI M., CATALETTO B., DEL NEGRO P., DE VITTOR C. (2000) - Prime misure dei principali flussi energetici nel comparto pelagico del Golfo di Trieste: autunno 1998. *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 180-195.

FONDA UMANI S., BERAN A. (2003) - Seasonal variations in the dynamics of microbial plankton communities: first estimates from experiments in the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, **247**: 1-16.

FROESE R., PAULY D. (eds) (2003) - *FishBase*. www page, http://www.fishbase.org

GIANGRANDE A., GRAVINA M.F., GAMBI M.C., FRESI E., ARDIZZONE G. (1984) - Policheti di fondo mobile di aree costiere semichiuse: fattori di selezione in ambiente salmastro. *Nova Thal.,* **6**: 155-163.

JARRE-TEICHMANN A. (1998) - The potential role of mass balance models for the management of upwelling ecosystems. *Ecol. Appl.*, **8**: 93-103.

LABORATORIO BIOLOGIA MARINA (2002) - Progetto di monitoraggio dell'Alto Adriatico. *Interreg III, Relazione 2002. Direzione Regionale dell'Ambiente*.

LABORATORIO BIOLOGIA MARINA (2003) - Studio dello stato trofico e delle anomalie del sistema Alto Adriatico. *Interreg III, Relazione 2003. Direzione Regionale dell'Ambiente.*

LIBRALATO S., CHRISTENSEN V., PAULY D. (2005) – A method for identifying keystone species in food web models. *Ecol. Model.:* in press.

LINDEMAN R.L. (1942) - The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology,* **23**: 399-418.

ODUM E.P. (1969) - The strategy of ecosystem development. *Science*, **164**: 262–270.

PINNEGAR J.K., POLUNIN N.V.C. (2000) - Contributions of stable-isotope data to elucidating food webs of Mediterranean rocky littoral fishes. *Oecologia*, **122**: 399–409.

RICCIARDI A., BOUGET E. (1998) - Weight-to-weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, **163**: 245-251.

SANCHEZ F., OLASO I. (2004) - Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. *Ecol. Model.,* **172**: 151–174.

SFRISO A., MARCOMINI A. (1996) - Decline of Ulva growth in the Lagoon of Venice. *Biores. Technol.*, **58**: 299-307.

SOROKIN Y.I., GIOVANARDI O. (1995) - Trophic characteristics of the Manila clam (*T. philippinarum* Adams & Reeve, 1850). *ICES J Mar Sci*, **52**: 853-862.

SOROKIN Y.I, SOROKIN P.Y.U., GIOVANARDI O., DALLA VENEZIA L. (1996) - Study of the ecosystem of the Lagoon of Venice, with emphasis on anthropogenic impact. *Marine Ecology Progress Series*, **141**: 247-261.

STERGIOU K.I., KARPOUZI V.S. (2002) - Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Rev. Fish Biol. Fisher.*, **11**: 217–254.

TEMPESTA M. (2005) - Analisi degli indicatori di impatto ambientale delle attività della Riserva Marina di Miramare stabiliti al fine della certificazione EMAS. *Università degli Studi di Trieste, Tesi di dottorato XVII ciclo*: 91 pp.

ULANOWICZ R.E. (1986) - *Growth and Development. Ecosystems Phenomenology*. Springer Verlag, Berlin.

WALTERS C.J. (2000) - Impacts of dispersal, ecological interactions, and fishing effort dynamics on efficacy of marine protected areas: how large should protected areas be? *B. Mar. Sci.*, **66**: 745-757.

WALTERS C.J., KITCHELL J.F., CHRISTENSEN V., PAULY D. (2000) - Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: Ecosim II. *Ecosystems*, **3**: 70-83.

WULFF F., FIELD J.G., MANN K.H. (1989) - *Network Analysis in Marine Ecology. Methods and Applications.* Springer Verlag, Berlin.

ZUCCHETTA M., LIBRALATO S., GRANZOTTO A., PRANOVI F., RAICEVICH S., TORRICELLI P. (2003) - Modelling approach for the evaluation of the efficacy of MPA in the Northern Adriatic Sea. *Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 03, 7-11 October 2003, Ravenna, Italy*: 433-443.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 396-405

E. Merson, B. Merson[1], R. Odorico[1], A. Falace[2], A. Altobelli[2]

Shoreline soc coop, Area Science Park, Padriciano, 99 - 34100 Trieste, Italia.
merson@shoreline.it
[1]Riserva Naturale Marina di Miramare, Viale Miramare, 349 - 34014 Grignano (TS), Italia.
[2]Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Trieste, Italia.

APPROCCIO ALLA VALUTAZIONE DEL TERRITORIO COSTIERO MEDIANTE L'UTILIZZO DI INDICATORI DEL VALORE NATURALISTICO

A NEW APPROACH TO THE ASSESSMENT OF THE COASTAL ZONE THROUGH INDICATORS OF NATURALISTIC VALUE

Abstract

We are proposing a new methodology to assess coastal zones based on the integrated analysis of marine and terrestrial areas, while analyzing two "hot spots" on the coast around Trieste, where the housing boom and urban planning are in conflict with the policy of environmental conservation. The approach used is known as Landscape Ecology, which permits a rapid collection of data and its representation in easily readable maps whereby it is possible to obtain a preliminary evaluation of the examined area. The method is particularly appropriate as an instrument to support urban planning and land management.

Key-words: *landscape ecology, coastal zone management, GIS.*

Introduzione

L'analisi integrata dei diversi fattori che caratterizzano un territorio rappresenta una delle prerogative essenziali per qualsiasi analisi ambientale moderna, e viene ad assumere un significato del tutto particolare quando si considerano le zone costiere: da un lato, infatti, esse costituiscono l'interfaccia tra aspetti marini, terrestri ed atmosferici, dall'altro risultano al centro dei programmi internazionali di protezione ambientale date le loro peculiarità naturalistiche e socio economiche (Commissione delle Comunità Europee, 2000; Commissione europea, 2002). L'analisi dettagliata di un insieme di aspetti così diversificati tra loro risulta decisamente complessa e merita notevoli approfondimenti per ogni singolo fattore. D'altra parte, spesso gli apparati decisionali e quelli che si occupano di pianificazione richiedono metodi che siano al tempo stesso completi, rapidi e relativamente economici e che possano fungere da base d'appoggio da cui indirizzare le successive indagini di dettaglio. In questo senso l'impiego di indici che siano in grado di evidenziare le peculiarità ambientali di un territorio, pur non essendo in grado di sostituire un'analisi dettagliata, assumono un ruolo fondamentale.

Obiettivo principale di questo lavoro è l'implementazione di una metodologia di valutazione di un'area costiera attraverso lo studio integrato del comparto marino e di quello terrestre. Per l'ambito marino si è voluta delineare una procedura innovativa basata sugli spunti forniti dalla Landscape Ecology (Boca e Oneto, 1990), mentre, per quel che riguarda il comparto terrestre, lo scopo è stato l'adattamento e la verifica sul campo di un metodo già esistente (Poldini, 1985).

Nel complesso si è cercato di definire un criterio di semplice comprensione ed applicazione, i cui risultati possano essere gestiti ed interpretati anche da professionisti ed Enti non specificatamente appartenenti ad un preciso campo d'indagine.

Materiali e metodi

Il metodo proposto è stato applicato a 2 aree di studio situate nel Golfo di Trieste (Odorico e Turello, 2001): la prima, denominata "Sistiana", interessa un'area costiera situata nella parte nord-orientale del Golfo; la seconda, denominata "Muggia", è posta ai limiti meridionali e confina con la Repubblica di Slovenia (Odorico, 2003).

Per la valutazione dell'*ambito marino*, il tratto di costa viene suddiviso per comodità in zone omogenee dal punto di vista delle caratteristiche del sopralitorale, individuate con sopralluoghi sul campo: tali zone possono successivamente venir accorpate tra loro o scorporate in altre più piccole qualora non corrispondessero alla realtà che si dovesse presentare sott'acqua durante il campionamento.

Per quanto riguarda l'estensione della fascia marina da indagare, si è deciso di non fissare un limite batimetrico unico, in quanto spesso le caratteristiche dei fondali variano notevolmente tra le diverse aree di studio (Falace e Bressan, 2001). Il metodo, inoltre, prevede la possibilità di attuare anche una suddivisione verticale in modo da meglio contemplare i vari ambienti che si possono presentare alle diverse profondità.

Ad ogni zona viene quindi assegnato un valore di naturalità per le componenti marine attraverso la valutazione dei seguenti fattori:

1) Tipologia del substrato; 1a) Diversità della tipologia del substrato; 2) Fisionomia del popolamento vegetale; 2a) Diversità della vegetazione; 3) Grado di copertura di animali sessili; 3a) Diversità di specie animali sessili; 4) Influenza antropica.

A tutta l'area di studio, infine, viene assegnato un punteggio relativo alle "Specie protette" ed alle "Specie locali". Tale valore, come illustrato meglio in seguito, non entra a far parte dell'indice ma serve a caratterizzare meglio l'area di studio nel suo complesso.

1) Tipologia del substrato

La scala dei valori adottata si riferisce unicamente alla presenza di modifiche antropiche del substrato rispetto alle condizioni naturali della zona. Tuttavia, ai reperti archeologici e ai relitti è stato assegnato il punteggio massimo per metterne in risalto l'importanza storica e paesaggistica. Inoltre, nonostante siano di fatto "alterazioni" dell'ambiente naturale, tali elementi diventano, nel tempo, parte integrante dell'ambiente che li ospitano.

Sulla base delle considerazioni di cui sopra, il punteggio è stato attribuito secondo il seguente criterio:

- punti 0 al substrato artificiale di composizione diversa da quella naturale della zona;
- punti 1 al substrato artificiale di composizione uguale a quella della zona;
- punti 2 al substrato misto con composizione della parte artificiale diversa da quella naturale della zona;
- punti 3 al substrato misto con composizione della parte artificiale uguale a quella naturale della zona;
- punti 4 al substrato naturale, reperti archeologici o relitti.

2) Fisionomia dei popolamenti vegetali

Per quanto concerne la componente vegetale è stato deciso di assegnare un punteggio alla fisionomia dei popolamenti, poiché questa permette di esprimere un valore di qualità in maniera indiretta. Il criterio seguito è il seguente:

- punti 0 alla colonizzazione nulla;

- punti 1 alle alghe incrostanti;
- punti 2 al feltro a mosaico;
- punti 3 al feltro esteso;
- punti 4 al popolamento stratificato a mosaico o alla prateria a fanerogame rada;
- punti 5 al popolamento stratificato continuo o alla prateria a fanerogame integra.

3) Grado di copertura degli animali sessili

Il punteggio è legato alla copertura del substrato da parte degli organismi sessili nel modo che segue:
- punti 0 agli organismi sparsi, copertura <5%;
- punti 1 agli organismi numerosi, copertura tra il 5% e il 25%;
- punti 2 agli organismi molto numerosi, copertura tra il 25% e il 50%;
- punti 3 agli organismi molto numerosi, copertura tra il 50% e il 75%;
- punti 4 per una copertura >75%.

Le percentuali di copertura sono state adottate seguendo la metodologia Zurich-Montpelier (Pérès e Picard, 1964).

1a), 2a), 3a) Diversità della tipologia del substrato, della vegetazione, delle specie animali sessili

Ad ogni fattore considerato (tipologia substrato, fisionomia dei popolamenti vegetali, copertura animali sessili) viene affiancata un'ulteriore colonna dove si prende in considerazione la diversità delle singole componenti. Questa viene valutata secondo tre livelli (alta, media e bassa) cui corrispondono rispettivamente i punteggi 2, 1 e 0.

In questo modo si cerca di rendere quantitativo un aspetto che viene immediatamente percepito dall'osservatore, come nel caso in cui, ad esempio, alcune zone presentino una buona copertura animale mentre invece il numero di specie sia molto limitato.

4) Influenza antropica

La scelta dei possibili disturbi antropici si è basata sulle osservazioni raccolte durante le uscite in mare e sulla lista delle attività antropiche che possono avere un'influenza lungo le zone costiere (Tyler-Walters *et al.*, 2001). Nell'ambito di questo lavoro si è cercato di individuare solo i disturbi puntuali, localizzati nell'area in esame e attuali nel tempo, con effetti che possono essere percepiti visivamente dall'osservatore, giungendo alla seguente classificazione:
- punti 0 per un'influenza antropica nulla;
- punti 1 per un'influenza antropica bassa;
- punti 2 per un'influenza antropica media;
- punti 3 per un'influenza antropica alta.

Questo fattore, a differenza di quelli precedenti, presenta valori negativi e viene considerato un'unica volta per la singola zona, senza distinzioni a seconda della profondità: questa scelta è stata fatta sia per non dover assegnare il punteggio a zone troppo ristrette, sia per non dare un eccessivo peso ad un fattore che, tra tutti, ha una certa connotazione di soggettività.

Il valore finale dell'indice marino, calcolato per ogni singola zona, si ottiene dalla somma dei valori relativi ad ogni componente considerata; il valore che ne risulta viene rapportato ad una scala di classi omogenee da I a VII, dove alla classe VII corrisponde il massimo valore di naturalità marina.

Valutazione delle specie

Nell'ambito di questo studio è stata anche considerata la presenza di specie che possono conferire un valore aggiuntivo alla zona in esame. Seguendo i criteri

dei formulari per la designazione dei SIC nell'ambito del programma NATURA 2000 sono state distinte:

- le specie "protette", elencate nella direttiva "Habitat";
- le specie "locali", non comprese nel DPR 8 sett. 1997 n. 357 ma in altre liste riconosciute (UNEP/IUCN/GIS POSIDONIE,1990; Annessi RAC-SPA; Annessi alla Convenzione di Berna) o che comunque sono da segnalare perché importanti per la conservazione della natura (Tyler-Walters *et al.*, 2001) in quanto: la specie è rara o la sua distribuzione è molto ristretta in ambito locale; la specie ha avuto un declino maggiore del 25% negli ultimi 25 anni; nell'area in esame si trova un'alta percentuale della popolazione regionale o mondiale della specie; la specie ha un importante ruolo per l'habitat (ruolo trofico, di struttura,...); la specie ha un importante ruolo economico, sociale, culturale, ecc. a livello locale.

I motivi che determinano la scelta delle specie sono stabiliti in relazione alle peculiarità del sito in esame; dovendo applicare la metodologia ad altre aree, i motivi della scelta possono essere integrati o variati.

La valutazione delle *specie protette* viene suddivisa in tre parti, che corrispondono alle liste dei tre allegati indicate in Direttiva Habitat. In ogni sottospazio è assegnato un punteggio derivante dall'equazione $x + \sum_{1}^{n} p_i$; dove "**x**" è il valore assegnato in relazione all'appartenenza a una delle tre liste della Direttiva Habitat (All. B =3 p.ti; All. D =2 p.ti; All. E =1 p.to); "**n**" è il numero di specie elencate in una determinata lista e che sono state rilevate nell'area di studio; "**p**" è il valore relativo alle caratteristiche del popolamento (popolamento residuale = 1 p.to; popolamento a mosaico = 2 p.ti; popolamento compatto = 3 p.ti). Essendo difficile esprimere in questi termini i popolamenti animali, è stato deciso di tradurre in tre classi i dati di frequenza di presenza delle specie nelle diverse zone all'interno dell'area di studio.

Per l'assegnazione del punteggio relativo alle *specie locali*, si effettua la sommatoria di "**p**" corrispondente al valore relativo alle caratteristiche del popolamento delle specie individuate nell'area di studio.

È importante rilevare che il valore derivato dalla presenza di specie protette e locali viene associato a tutta l'area di studio, senza distinguere tra le diverse zone, sia per le limitate dimensioni spaziali delle zone stesse, sia perché alcune specie possono spostarsi su areali a volte più vasti dell'area di studio nel suo complesso.

Per la valutazione della *fascia terrestre* è stato adottato l'indice di naturalità proposto da Poldini (Poldini, 1985) che prevede di assegnare un punteggio di naturalità ad una zona sulla base di criteri floro-vegetazionali, faunistici e geomorfologici.

Prima di essere applicato alle due aree di studio, l'indice è stato modificato sia per tener conto delle differenti dimensioni spaziali utilizzate, sia per la necessità di aggiornare i dati; in particolare:

- alla classificazione originale che individua 39 fitocenosi e 30 complessi vegetazionali, è stata aggiunta la classe delle aree antropizzate vegetate, in quanto occupano una discreta porzione dell'area in esame e rivestono un seppur minimo ruolo ecologico, distinguendosi dalle aree prive di vegetazione;
- l'aspetto geomorfologico non è stato considerato in quanto la scala di carsificabilità proposta nell'indice originale non è applicabile a superfici caratterizzate da subverticalità e da roccia non calcarea (Forti, 1972), condizioni che si

presentano, invece, nella maggior parte dei versanti presenti nelle due aree di studio; infine, entrambe le zone di studio sono state sottoposte ad interventi antropici che, in certi casi, ne hanno profondamente alterato la morfologia;

- la procedura per l'identificazione delle classi finali di naturalità è stata rivista e parzialmente modificata: l'indice originale infatti associa ad una certa zona, caratterizzata da una particolare fitocenosi, la classe di naturalità più alta rinvenuta tra i tre fattori (botanico, avifaunistico ed entomofaunistico), indipendentemente dai valori degli altri due; in questo modo, tuttavia, ad una zona viene assegnato il massimo punteggio anche quando non raggiunge classi elevate negli altri fattori; inoltre può accadere che zone che ottengono una classe elevata, ma non massima in tutti e tre i fattori, abbiano alla fine un punteggio inferiore a zone con un solo fattore di punteggio massimo. Nell'ambito di questo studio, invece, per dare maggior risalto alla naturalità complessiva di una determinata zona, i valori delle classi di naturalità per i singoli fattori sono stati trattati come numeri e sommati. Ad ogni somma così ottenuta viene infine associata una nuova classe su una scala omogenea da I a X dove alla classe X corrisponde il massimo valore di naturalità terrestre.

Per ogni area di studio è stata prodotta con il software GIS "ILWIS 3.1" una mappa completa che riporta i valori di naturalità marino-terrestre.

Risultati

Vengono di seguito riportati alcuni tra gli aspetti più rappresentativi delle potenzialità del metodo proposto senza entrare nel dettaglio delle singole componenti considerate.

Dall'analisi delle tabelle e delle mappe di naturalità marino-terrestre (Tab. 1, 2, 3 e 4; Fig. 1 e 2) è interessante notare la mancanza, rilevata in entrambe le

Tab. 1 - Valori di naturalità marina – Sistiana.
Values of marine naturality – Sistiana.

NATURALITÀ MARINA SISTIANA															
zona	**substrato**		**diversità tipologia substrato**		**fisionomia vegetale**		**diversità vegetazione**		**copertura animale**		**diversità animali sessili**		**influenza antropica**	**totale**	**classe**
	0-3 m	3-8 m	0-3 m	3-8 m	0-3 m	3-8 m	0-3 m	3-8 m	0-3 m	3-8 m	0-3 m	3-8 m			
1	4	4	0	1	2	0	0	0	3	3	1	0	0	18	**IV**
2	4	4	0	1	2	0	0	0	1	2	0	1	0	15	**IV**
3	3	4	2	2	3	2	0	0	3	4	2	2	-1	26	**V**
4	0	2	0	1	3	1	0	0	3	4	1	2	-1	16	**IV**
5	0	2	0	0	3	1	0	0	2	1	0	0	-2	7	**II**
6	0	0	0	1	0	2	0	0	0	2	1	0	-2	4	**II**
7	3	4	1	0	2	2	0	0	2	2	0	0	-2	18	**IV**
8	3	2	1	0	2	4	1	0	2	2	0	0	-2	15	**IV**
9	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	-3	-1	**I**
10	0	2	0	1	2	1	0	0	1	2	0	0	-1	8	**II**
11	3	3	1	1	2	0	0	0	2	1	1	0	-2	12	**III**
12	0	0	0	1	2	0	0	0	2	2	0	1	-1	7	**II**
13	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	6	**II**
14	4	3	2	0	2	1	0	0	2	2	1	0	-1	26	**IV**
15	4	3	2	1	2	1	0	0	2	2	2	1	-2	18	**IV**

aree di studio, di una forte relazione di continuità tra le caratteristiche terresti e quelle marine. Tra tutte risaltano le differenze nella zona della falesia a Sistiana: quest'ambito è tanto pregiato per gli aspetti terrestri da essere incluso nella Rete NATURA 2000 come SIC; diversamente, la zona marina, pur essendo soggetta ad

Tab. 2 - Valori di naturalità marina – Muggia.
Values of marine naturality – Muggia.

NATURALITÀ MARINA MUGGIA									
zona	**substrato**	**diversità tipologia substrato**	**fisionomia vegetale**	**diversità vegetazione**	**copertura animale**	**diversità animali sessili**	**influenza antropica**	**totale**	**classe**
	0-3 m		0-3 m		0-3 m				
1	4	0	5	0	1	1	-1	10	**V**
2	0	1	4	2	1	2	-2	8	**IV**
3	3	1	4	2	1	2	-1	12	**V**
4	4	2	5	2	3	2	-1	17	**VII**
5	4	2	3	1	3	2	-1	14	**VI**
6	0	1	4	1	1	1	-1	7	**IV**
7	0	1	5	1	1	1	-3	6	**III**
8	4	0	2	0	2	1	-1	8	**IV**
9	2	0	2	0	1	0	-1	4	**III**
10	4	0	1	0	1	0	-1	5	**III**

Tab. 3 - Valori di naturalità terreste – Sistiana.
Values of terrestrial naturality – Sistiana.

NATURALITÀ TERRESTRE SISTIANA						
codice	**fitocenosi complessi vegetazionali**	**classi di valori**			**somma (a+b+c)**	**Classe finale**
		bot. (a)	**avif. (b)**	**ent. (c)**		
1	*Campanulo-Centaureetum kartschianae* Vegetazione delle rupi a mare	IV	II	I	7	**V**
15	*Arrhenateretum littorale* Prato	I	II	II	5	**III**
21 s	Ass. con *Salix purpurea e Salicetum albae* Bosco ripariale	II	IV	II	8	**VI**
23	Ass. a *Frangula rupestris e Prunus mahaleb* Vegetazione pioniera delle grize	II	III	III	8	**VI**
27	Ass. a *Lamium orvala e Sambucus nigra* Robinieto	I	II	II	5	**III**
28	*Clematido-Rubetum* Sodaglie e rovi	I	IV	II	7	**V**
29	*Ostryo-Quercetum pubescentis* Boscaglia carsica	II	III	IV	9	**VII**
30	*Seslerio-Quercetum petraeae* Bosco a rovere e cerro	III	III	III	9	**VII**
34	*Ostryo-Quercetum ilicis* Macchia mediterranea	IV	III	II	9	**VII**
P	Pineta matura	II	III	IV	9	**VII**
29←18	Dinamismo	II	II	II	6	**IV**
PC	Pineta su campeggio	I	II	III	6	**IV**
PP	Pioppeta - Aree antropizzate vegetate	I	I	I	3	**I**

un impatto antropico minimo, non raggiunge valori molto elevati. Per ciò che concerne la parte N-W della Baia, invece, è rilevabile una situazione opposta: ad una forte antropizzazione nell'area terrestre (strutture turistiche, parcheggio, depuratore, società nautiche) si contrappone un valore di naturalità marina relativamente alto all'interno della Baia e addirittura il massimo valore sul lato esterno. Analogamente nella zona di Muggia, l'area marina sembra presentare una distribuzione dei valori completamente invertita rispetto a quella terrestre: laddove in mare si rilevano i punteggi massimi, in ambito terrestre, invece, risulta più forte la presenza antropica, per cui il paesaggio risulta frammentato dai campi coltivati e dalle abitazioni.

Nella valutazione della naturalità marina si può osservare come per la zona di Sistiana la distribuzione delle percentuali di copertura tra le varie classi sia più concentrata su valori medio-bassi, mentre a Muggia sia spostata prevalentemente verso valori più alti.

Tab. 4 - Valori di naturalità terreste – Muggia.
Values of terrestrial naturality – Muggia.

NATURALITÀ TERRESTRE MUGGIA						
codice	**fitocenosi complessi vegetazionali**	**classi di valori**			**somma (a+b+c)**	**Classe finale**
		bot. (a)	**avif. (b)**	**ent. (c)**		
4	*Cerastio-Geranietum dissecti* Vegetazione dei vigneti su terra rossa	I	II	II	5	**III**
5	*Ass. a Digitaria sanguinalis e Merculiaris annua* Vegetazione dei vigneti su Flysch	I	II	II	5	**III**
7	*Foeniculo-Artemisietum vulgaris* (degradato) Aggruppamento fortemente nitrofilo	I	I	I	3	**I**
15	*Arrhenateretum litorale* Vegetazione dei prati naturali da sfalcio	I	II	II	5	**III**
19	*Carici-Centaureetum rupestris* Pascolo a moderata termofilia	III	III	II	8	**VI**
29←19	Dinamismo	II	II	III	7	**V**
28	*Clematido-Rubetum* Vegetazione di siepi/alberature	I	IV	II	7	**V**
29	*Ostryo-Quercetum pubescentis* Boscaglia a carpino nero e roverella	II	III	IV	9	**VII**
30	*Seslerio-Quercetum petraeae* Bosco a rovere e cerro	III	III	III	9	**VII**
P	Pineta matura	II	III	IV	9	**VII**
PP	Aree antropizzate vegetate	I	I	I	3	**I**

In merito alla valutazione delle specie, si è rilevata l'importanza di considerare non solo le specie protette elencate nella Direttiva "Habitat", ma anche di aver introdotto un punteggio specifico per le specie locali, quali potenziali indicatrici delle peculiarità del luogo ma che spesso vengono escluse dalle normative nazionali ed internazionali che operano a scala più vasta. Tuttavia, la mancanza di un "bianco" cui fare riferimento non permette di commentare adeguatamente i valori finali ottenuti.

Per quanto riguarda la zona terrestre, c'e' da rilevare il fatto che entrambe le aree di studio risultano ricoperte da vegetazione per più dell'80%: dall'analisi delle classi di naturalità si può notare che a Muggia non compare mai la classe

più alta, perché mancano le associazioni vegetazionali a cui corrisponde il punteggio massimo (macchia mediterranea e vegetazione delle rupi a mare) che sono presenti invece a Sistiana. Nonostante ciò, Muggia raggiunge valori comunque elevati in virtù della somma di tutti e tre i fattori terrestri considerati (botanico, avifaunistico ed entomofaunistico).

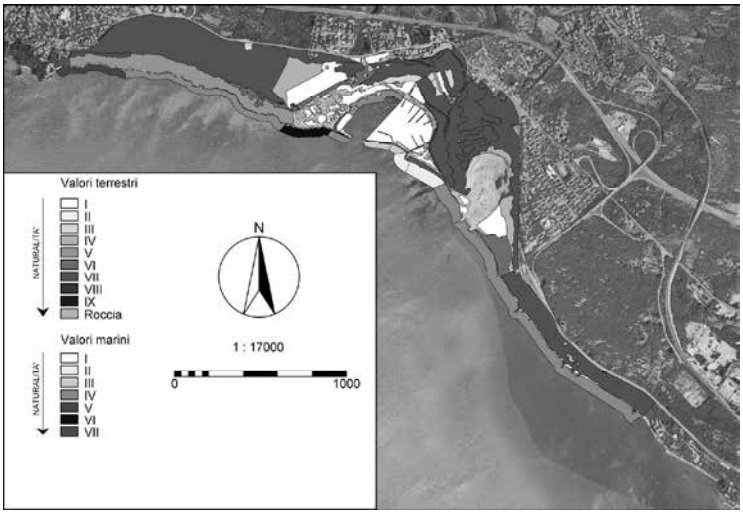


Fig. 1 - Carta digitale dei valori di naturalità marino-terrestre della zona di Sistiana.
Digital map of the marine-terrestrial naturality values of the zone of Sistiana.

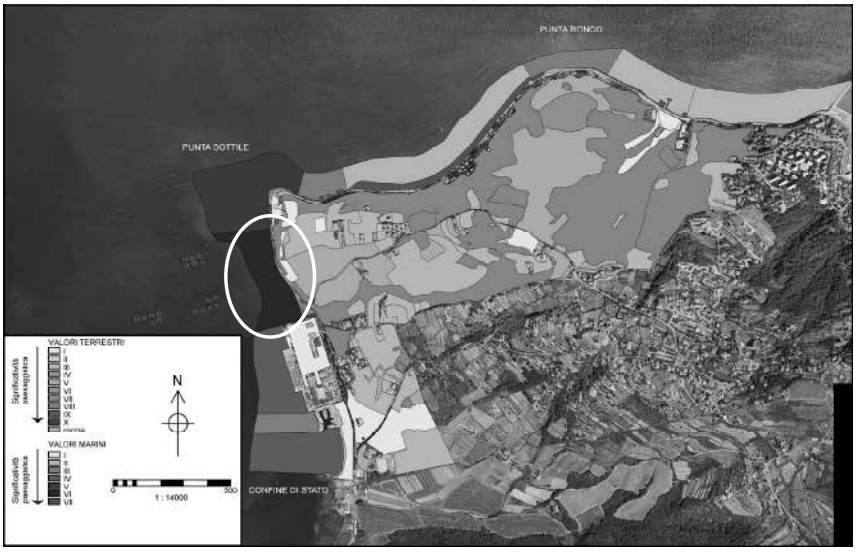


Fig. 2 - Carta digitale dei valori di naturalità marino-terrestre della zona di Muggia. Viene cerchiata la zona in cui è prevista la realizzazione della nuova darsena per natanti da diporto.
Digital map of the marine-terrestrial naturality values of the zone of Muggia. The circle indicates the area where the Municipality plan to build a new marina for pleasure boats.

A titolo di esempio, infine, si è voluto confrontare il P.R.P.C., così come riportato nell'allegato A della variante generale n.15 al P.R.C.G. del Comune di Muggia adottata nell'aprile 1999, con la carta dei valori di naturalità prodotta con il nuovo indice. Da questa semplice operazione è possibile notare come vengano previsti un nuovo complesso turistico e una darsena per natanti da diporto che andrebbero a collocarsi proprio nella zona che ha ottenuto il punteggio massimo di tutta l'area di studio (Fig. 2).

Conclusioni

Con la metodologia proposta in questo studio è stato possibile analizzare il grado di naturalità delle aree prescelte sia dal punto di vista marino che terrestre. Particolarmente indicata è risultata essere la rappresentazione dei valori finali tramite mappe tematiche prodotte attraverso software GIS, che permettono, oltre ad una immediata lettura delle informazioni, anche un aggiornamento relativamente semplice dei dati.

Al fine di ottenere una valutazione integrata delle diverse componenti ambientali che caratterizzano le zone costiere ci si è avvalsi di numerosi parametri: in particolare sono stati valutati gli aspetti edafici, algologici, zoologici e di impatto antropico per il comparto marino; quelli vegetazionali, avifaunistici ed entomofaunistici per quello terrestre.

Il metodo è di rapida esecuzione, è applicabile anche da non specialisti dei diversi settori, ed è in grado di fornire un quadro sufficientemente esaustivo della situazione, senza essere necessariamente finalizzato alla realizzazione di un singolo progetto: quindi non si limita a valutare le potenzialità del paesaggio in funzione di una specifica esigenza.

La metodologia adottata per la valutazione delle caratteristiche terrestri si è rivelata molto utile al fine di un approccio completo all'analisi delle caratteristiche di naturalità. Tuttavia, alla luce delle nuove legislazioni europee e nazionali, ma anche delle mutate condizioni ambientali rispetto all'anno in cui sono stati proposti per la prima volta, sarebbe opportuno rivedere alcuni criteri per l'assegnazione dei valori di naturalità in ambito terrestre.

Nel presente lavoro è stato proposto un nuovo criterio di assegnazione del valore terrestre finale che considera la somma delle tre classi di valori; questo ha evidenziato l'importanza di considerare più parametri contemporaneamente per permettere una più completa interpretazione del territorio.

In particolare è risultato di fondamentale importanza lo studio della fascia costiera considerata complessivamente nei sui aspetti terrestri e marini, in quanto si è visto come spesso manchi una stretta corrispondenza tra i valori di naturalità che si rilevano in mare e quelli terrestri.

Questo metodo non si basa su un'analisi quantitativa dettagliata ed esatta; per questo motivo non può considerarsi sostitutivo alle metodologie classiche di indagine naturalistica. Tuttavia, con questa metodologia è possibile ottenere una fotografia immediata del territorio costiero in esame, facilmente interpretabile anche da non tecnici: essendo un metodo di rapida applicazione esso può assumere particolare importanza soprattutto in ambito decisionale e di pianificazione territoriale.

Summary

A new method for the rapid evaluation of coastal areas by means of the combined study of marine and land data is applied to two "hot spots" near Trieste (The Bay of Sistiana and Punta Sottile – Muggia), where development and planning are in conflict with unique natural features.

The approach used is that of Landscape Ecology which facilitates a rapid acquisition of data also for large areas for which precise information as to biotic components and antropic impact is not available.

The tract of coast is evaluated with reference to soil characteristics, vegetation, zoology and antropic impact for the marine environment and vegetation, avifauna and entomofauna for the land environment.

The classes of final values are represented in a map of synthesis, of easy interpretation even for non-experts, from which it is possible to obtain a first evaluation of the territory leading to more detailed analysis.

The method proposed is particularly suitable above all as a support instrument in planning and territorial management by public authorities.

Bibliografia

BOCA D., ONETO G. (1990) - *Analisi paesaggistica: manuale per la preparazione dei piani paesaggistici e altre operazioni di architettura del paesaggio.* Pirola, Milano.

COMMISSIONE DELLE COMUNITÀ EUROPEE (2000) - *Comunicazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento europeo sulla gestione integrata delle zone costiere: una strategia per l'Europa.* COM (2000) 547 definitivo. http://www.europa.eu.int

COMMISSIONE EUROPEA (2002) - *Strategia europea per la protezione della natura.* Lussemburgo: Ufficio delle pubblicazioni ufficiali delle Comunità europee: 22 pp. http://www.europa.eu.int

FALACE A., BRESSAN G. (2001) - *Long term changes of marine vegetation in the Gulf of Trieste (North Adriatic Sea).* Atti IX OPTIMA Meeting, Palermo 13-19 settembre.

FORTI F. (1972) - Proposta di una scala di carsificabilità epigea nelle carbonatiti calcaree del Carso triestino. *Atti Mus. Civ. Stor. Nat. Trieste*, **28** (1): 67-100.

ODORICO R., TURELLO A. (2001) - *Relazione biologia marina.* in: Piano Territoriale Particolareggiato della Costiera Triestina- fase 1. Regione Friuli Venezia Giulia. Direzione Regionale della Pianificazione Territoriale.

ODORICO R. (2003) - *La costa muggesana tra conservazione e sviluppo sostenibile.* Atti del convegno: Quanto vale la costa di Muggia? La parola agli esperti. Sala Millo, Muggia, 25 gennaio 2003.

PERES J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie bentique de la Mer Mediterranee. Extrait du *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, **31** (47).

POLDINI L. (1985) - *Relazione di sintesi.* In: Poldini L. (ed), *Studio naturalistico del Carso triestino e goriziano.* Regione autonoma Friuli-Venezia Giulia ed Università degli Studi di Trieste: 303-363.

TYLER-WALTERS H., HISCOCK K., LEAR D., JAKSON A. (2001) - *Identifying species and ecosystem sensivities. Report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs from the Marine Life Information Network (MarLIN), Marine Biological Association of the United Kingdom, Plymouth.* Contract CW0826. (Final Report).

UNEP/IUCN/GIS POSIDONIE (1990) - *Livre Rouge «Gérard Vuigner» des végétaux, peuplements et paesages marins ménacés en Méditerranée.* MAP Technical Report Series n°43. UNEP, Athens: 250 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 406-412

M. Mistri, C. Munari, R. Rossi, A. Occhipinti Ambrogi*, A. Marchini*

Dipartimento di Biologia, Sezione di Biologia Evolutiva, Università di Ferrara,
Via L. Borsari, 46 – 44100 Ferrara, Italia.
msm@unife.it
*Dipartimento di Ecologia del Territorio, Università di Pavia, Via S. Epifanio, 14 – 27100 Pavia, Italia.

FINE (FUZZY INDEX OF ECOSYSTEM INTEGRITY): INTRODUZIONE AD UN NUOVO INDICE PER LA VALUTAZIONE DELL'INTEGRITÀ DEGLI ECOSISTEMI DI TRANSIZIONE

FINE (FUZZY INDEX OF ECOSYSTEM INTEGRITY): INTRODUCTION TO A NEW ENVIRONMENTAL QUALITY INDEX FOR TRANSITIONAL ECOSYSTEMS

Abstract

A fuzzy set theory-based, multimetric index (FINE) which condenses biological community data into a form which can be readily understood and used by environmental managers and policymakers, was developed for transitional environments in the Adriatic Sea. The rationale of the index was that certain attributes, selected on the basis of established principles of benthic ecology, are fundamental for lagoon ecosystem function. In this study, we carried out a FINE analysis of sites in four Adriatic coastal lagoons and obtained a classification of these sites which corresponded well with a subjective a priori classification of the same sites based on the results of previous environmental studies, the opinions of local experts, and best judgement. FINE seems a low-cost, flexible and robust index capable of expressing the degree of degradation or environmental quality of different transitional habitats; since its validation phase is still in progress, the details of variables categorization are not given.

Key-words*: indicators, macrobenthos, ecosystem management, Adriatic lagoons.*

Introduzione

Nel tentativo di elaborare descrittori e indicatori finalizzati alla definizione della qualità e del livello di impatto negli ambienti costieri, gli ecologi hanno proceduto gradualmente, ma con livelli di complessità di elaborazione sempre crescente. La tendenza recente è tuttavia volta all'identificazione ed allo sviluppo di metodiche capaci di condensare una quantità di informazione (spesso relativa ad entrambi i comparti, biotico ed abiotico, del sistema) in un unico biocriterio o indicatore multimetrico, ed il cui utilizzo è basato sul confronto tra le condizioni del sistema da indagare e quelle di situazioni di controllo definite a priori (Grall e Glemarec, 1997; Weisberg *et al*., 1997; Engle e Summers, 1999; Borja *et al*., 2000; Eaton, 2001; Fano *et al*., 2003). Il valore potenziale di un indicatore multimetrico risiede nella sua applicabilità ad ampie aree geografiche, ed allo stesso tempo nella capacità di valutare con precisione lo stato di salute di un ecosistema a livello regionale. Nell'ambito di questa filosofia, ed in accordo con le direttive comunitarie (Water Framework Directive 2000/60/EC), si inserisce lo studio di nuovo indice (*FINE*: Fuzzy INdex of Ecosystem integrity) appositamente elaborato per la valutazione della qualità ambientale degli ecosistemi di transizione. *FINE* si differenzia da altri indici proposti in quanto utilizza descrittori funzionali e strutturali dell'ecosistema di transizione, e basa la propria procedura di elaborazione e calcolo sulla teoria dei *fuzzy sets*, proposta come metodo per trattare l'incertezza, e particolarmente utile per gestire

conoscenza vaga e dati imprecisi. Il carattere più innovativo dell'approccio *fuzzy* è dato dal fatto che una variabile non è rappresentata dal suo valore numerico (es. biomassa della macrofauna in g/m^2), che può avere poco significato per un operatore non esperto, bensì da categorie della variabile (es. biomassa della macrofauna *bassa* o *elevata*). Tale passaggio viene effettuato ad opera di una opportuna funzione, detta di appartenenza, per mezzo della quale la variabile viene convertita in un grado di appartenenza tra 0 (appartenenza nulla) a 1 (appartenenza piena). Tutti i dati risultano quindi normalizzati nell'intervallo [0,1], sicché sono possibili anche confronti tra quantità tra loro diverse e misurate in scale differenti. Una proprietà importante delle funzioni di appartenenza è la loro reciproca sovrapposizione, sicché ad un valore intermedio, che non è né basso né elevato, viene assegnato grado di appartenenza parziale ad entrambe le categorie. I sistemi esperti *fuzzy* consistono di regole logiche che hanno la forma "se…allora":

$$\text{SE } (x_1 \text{ è } A_1 \text{ E } x_2 \text{ è } A_2 \ldots \text{E } x_n \text{ è } A_n) \text{ ALLORA } y \text{ è } B,$$

dove $x_{1\ldots n}$ e y sono, rispettivamente, le variabili input e output e $A_{1\ldots n}$,B sono le categorie qualitative che le descrivono. La relazione input-output di ciascuna regola fornisce una rappresentazione trasparente del sistema studiato e deve essere costruita sulla base della conoscenza dell'esperto. In sintesi, i vantaggi dell'approccio *fuzzy* per la costruzione di un indice sono dati dalla possibilità di utilizzare dati imprecisi e variabili sia quantitative che qualitative, di modellizzare sistemi complessi e multidimensionali come quelli ecologici, e di utilizzare espressioni linguistiche e logiche, più vicine al ragionamento umano rispetto al formalismo matematico (Marchini, 2003).

Materiali e metodi

Costruzione del modello FINE

Le funzioni di appartenenza più comunemente usate per la loro semplicità sono quelle di forma triangolare o trapezoidale (Adriaenssens *et al*., 2004); in questo studio abbiamo utilizzato funzioni più complesse, che meglio si approssimano alle situazioni reali, la cui forma generale è rappresentata in Fig. 1. Il numero delle regole del sistema *fuzzy* dipende in modo esponenziale dal numero delle variabili considerate e dal numero delle loro categorie: nel presente modello si hanno due variabili descritte da 4 categorie (*basso-medio-elevato-molto elevato*), due da 3 (*basso-medio-elevato*) e tre da 2 (*basso-elevato*), oltre ad una variabile qualitativa (*sì-no*). Le regole di classificazione sono ben 203, risultanti da tutte le possibili combinazioni dei descrittori nei loro livelli. *FINE* utilizza 7 descrittori (variabili input), ciascuno dei quali porta una informazione relativa alla qualità dell'ambiente lagunare: 1) abbondanza della macrofauna, 2) numerosità tassonomica macrobentonica, 3) diversità tassonomica del macrobenthos, 4) diversità funzionale del macrobenthos, 5) biomassa del macrobenthos, 6) biomassa delle macroalghe, 7) presenza delle fanerogame acquatiche. Al fine di evitare soggettività nella fase di costruzione di un tanto elevato numero di regole, sono state selezionate le due regole che rappresentano il caso migliore e peggiore, vale a dire quelle a cui corrisponde valore $FINE = 100$ e $FINE = 0$. Per tutte le altre regole il corrispondente valore di FINE, che deve assumere un valore tra 100 e 0, viene calcolato sulla base della loro "distanza" dal caso migliore, come proposto da Marchini e Marchini (2005).

Raccolta dei dati

Per la valutazione preliminare del modello su cui è costruito *FINE* ci si è serviti di dati raccolti nel 2004, con frequenza variabile, presso quattro ambienti acquatici di transizione adriatici. Tali ambienti sono le Valli di Comacchio (4 stazioni), la Salina di Comacchio (2 stazioni), la Sacca di Goro (5 stazioni), e la Laguna di Lesina (4 stazioni). Ciascuna delle stazioni considerate è stata scelta secondo un criterio di rappresentatività dei vari habitat tipizzanti i sub bacini delle varie lagune (gradienti di confinamento, tessitura del substrato, substrato nudo/vegetato, ecc.), e di impatto antropico (prossimità di scarichi urbani, presenza di attività produttive, ecc.), secondo un "parere esperto". Complessivamente sono stati effettuati 47 campionamenti. La raccolta del macrobenthos è stata effettuata utilizzando una benna Van Veen, avente area di prelievo unitario di 0.027 m^2. In ciascuna stazione di ciascuna laguna sono state prelevate 3 repliche di campioni; il materiale è stato poi setacciato con retino a maglia di 490 μm e fissato con una soluzione di formalina all'8%. Gli animali sono stati classificati su base funzionale e tassonomica, fino al livello della specie. Le biomasse (animali e vegetali) sono state determinate per via gravimetrica, come peso secco privo di ceneri.

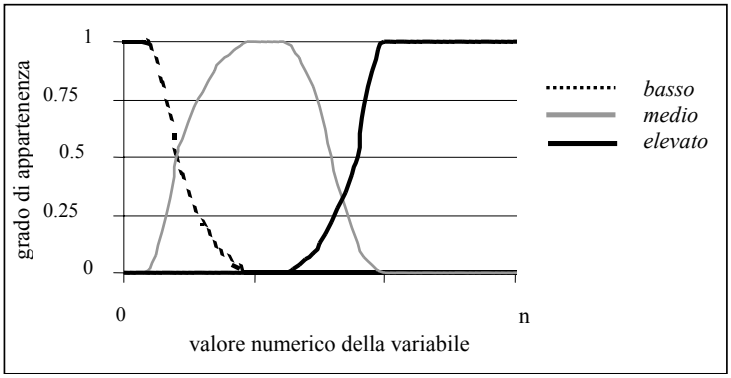


Fig. 1 - Forma di tre generiche funzioni di appartenenza per le categorie "basso", "medio", "elevato" di una variabile definita da 0 a n (unità di misura non precisata).

Slope of generic membership functions of three categories (low, medium, high) for a variable ranging from 0 to n (measure unit not defined).

Risultati

Le quattro lagune considerate nella presente nota si caratterizzano per differenze funzionali e strutturali: la Sacca di Goro è una laguna aperta, mentre Comacchio e Lesina sono, seppur ad un diverso livello, maggiormente segregate, così come la Salina. Tali differenze strutturali vengono riflesse sui popolamenti, vegetali ed animali, che caratterizzano tali ambienti: nella Sacca di Goro, per esempio, sono praticamente scomparse le fanerogame marine, che invece formano estese praterie nella Laguna di Lesina; nelle Valli di Comacchio sono invece assenti le macroalghe pleustofitiche, abbondantemente presenti a Goro

e, in parte, a Lesina. Considerando una classificazione di qualità incentrata su 5 categorie, e sulla base di osservazioni pregresse (Mistri, 2003; Mistri *et al*., 2000, 2001a, 2001b; Munari *et al*., 2003), dell'opinione di esperti locali e di best judgement, i 16 siti di studio campionati nel corso del 2004 sono stati grossolanamente classificati a priori come: 1) molto disturbati (Com6, Sal1, Gor1), 2) disturbati (Com2, Com4, Sal2, Gor2, GorR), 3) moderatamente disturbati (Com5, Les1, Les2, Gor4), 4) buona qualità (Gor3, GorC, Les3), 5) elevata qualità (Les4). La Tab. 1 riporta i valori di FINE calcolati per ciascun sito a ciascuna data. Complessivamente, su 47 giudizi di qualità ambientale assegnati mediante la *FINE analysis*, ben 34 riguardano le classi "moderatamente disturbato" e "buona qualità", mentre la classe "elevata qualità" non è mai stata raggiunta, neppure dal sito Les4, classificato a priori in tal modo.

Tab. 1 - Valori di FINE ai 16 siti campionati.
FINE values at the 16 sampling sites.

	Marzo	Maggio	Luglio	Novembre	Gennaio
Les1		43,7	56,6		
Les2		56,8	58,6		
Les3		56,3	65,2		
Les4		68	70,8		
Com2	54	48	58,4	21,4	
Com4	38,6	54,2	38,6	43,7	
Com5	50,3	56,5	61,4	49,4	
Com6	21,4	25,7	20	23,5	
Gor1		38,7	47	14,3	
Gor2		42,6	60,6	60,7	
Gor3		68,3	73,4	45,9	
Gor4		63,3	36,6	50,6	
GorR				41,9	
GorC			43,1	61,2	
Sal1				36,7	17,2
Sal2				48,8	29,8

Legenda

FINE:	0 - 20	20,1 - 40	40,1 - 60	60,1 - 80	80,1 - 100
Qualità:	pessima	scadente	mediocre	buona	elevata

L'analisi della composizione, della struttura e della dinamica delle comunità macrobentoniche è un approccio quanto mai idoneo per la valutazione dello stato di salute o del livello di disturbo (sia di origine naturale che antropica) di un determinato corpo d'acqua. La maggior parte degli organismi che costituiscono tali comunità, infatti, sono caratterizzati da ridotta mobilità e da cicli

vitali relativamente brevi, e, se intervengono fenomeni che alterano le condizioni dell'habitat, essi possono rispondere in maniera estremamente rapida, avvicendando specie che adottano diverse strategie vitali, meglio adattate alle nuove condizioni ambientali. Il paradigma sotteso postula che le comunità macrobentoniche rispondano agli stress ambientali (forti input di sostanza organica o di nutrienti nel sistema, ipossia, variazioni di salinità, ecc.) mediante differenti strategie adattative. Una vasta letteratura utilizza quindi le informazioni ricavate da monitoraggi della macrofauna bentonica per definire tentativamente lo stato di salute e/o la vulnerabilità degli ambienti acquatici. Perturbazioni di breve durata, quali gli episodi ipossici, ed eventi di disturbo su di una scala temporale più ampia, come l'accumulo si sostanze tossiche nei sedimenti, influenzano la dinamica di popolazione e la struttura di comunità della macrofauna bentonica (Pearson, 1975; Rosenberg, 1977). Tra le conseguenze di tali eventi si possono annoverare modificazioni nella diversità faunistica, nel rapporto relativo tra le specie a vita breve e a vita lunga, nella biomassa e nell'abbondanza relativa di specie opportuniste o tolleranti, e nella struttura trofica e funzionale della comunità (Pearson e Rosenberg, 1978; Warwick, 1986). E' naturale che negli ultimi anni siano state elaborate numerose metodiche volte alla valutazione dell'integrità, o dello stato di perturbazione, degli habitat acquatici proprio sulla base delle peculiarità delle risposte delle comunità macrobentoniche al disturbo. L'idea di base di *FINE* deriva dal fatto che la misura di un singolo, o di pochi descrittori dello stato di salute di un ecosistema spesso fornisce indicazioni quanto mai equivoche. Per esempio, una elevata abbondanza della fauna macrobentonica può essere indicativa di un ecosistema integro (es. una rigogliosa prateria di fanerogame caratterizzata da una ricca fauna epifitica), ma anche di un ecosistema degradato o soggetto a stress cronico, la cui componente animale si caratterizza per elevate densità di limivori opportunisti *r*-selezionati in accordo con il paradigma di Pearson e Rosenberg (1978). Quindi, l'abbondanza di per se non è un chiaro descrittore. Lo stesso dicasi per le macroalghe pleustofitiche che, ormai ubiquitariamente, sono divenute una componente naturale degli ecosistemi lagunari: da un lato diversificano l'habitat, forniscono risorse trofiche, protezione dai predatori, favoriscono la coesistenza tra specie diverse concorrendo, quindi, all'incremento della diversità e dell'abbondanza della macrofauna; d'altro canto, la rapida decomposizione dei talli al termine della stagione vegetativa può provocare crisi ipossiche ed anossiche, con conseguente impoverimento della comunità bentonica. *FINE* viene calcolato utilizzando descrittori funzionali e strutturali dell'ecosistema di transizione, con particolar riguardo all'informazione contenuta nella struttura del macrobenthos. *FINE* presenta alcuni vantaggi rispetto ad altri indici. Innanzitutto l'insieme dei descrittori selezionati permette di integrare l'effetto delle principali componenti biotiche del sistema, e di correggere le equivocità eventualmente espresse dal valore di un singolo descrittore. Inoltre, il formalismo *fuzzy* permette di ridefinire i descrittori in insiemi *fuzzy* che li descrivono approssimativamente in valori "bassi" o "elevati". Ad esempio: alfa-diversità minore o uguale a 0.5 è sicuramente "bassa", alfa-diversità maggiore o uguale a 2 è sicuramente "elevata" (per gli ambienti di transizione), i valori intermedi sono sia parzialmente "bassi" che parzialmente "elevati", e lo sono in un certo grado (definito di appartenenza). Ulteriore vantaggio è dato dal fatto che il rapporto tra variabili biotiche (input) e valore dell'indice (output) non è espresso attraverso un'equazione matematica,

ma con regole logiche di facile comprensione, quali ad esempio: "diversità elevata, biomassa elevata, ecc. = qualità elevata".

Conclusioni

I valori dell'indice *FINE* sembrano ben rappresentare e descrivere in maniera precisa e sintetica l'informazione ricavata dal monitoraggio delle quattro lagune adriatiche. Gli andamenti dei parametri descrittori presso ciascuna delle stazioni selezionate paiono fortemente influenzati dalla stagionalità. Tuttavia, tali andamenti non sono in fase, e questo testimonia la peculiarità propria di ciascuna stazione (oltrechè di ciascuna laguna) e, in ultima analisi, la bontà del criterio di scelta delle stazioni. L'indice *FINE* è stato creato per l'applicazione in sistemi lagunari eutrofi e di piccole dimensioni quali quelli Adriatici considerati nel presente lavoro: la definizione delle funzioni di appartenenza alle varie categorie delle variabili è infatti basata sulla conoscenza ed esperienza sull'ecologia di un dato ambiente. Tuttavia, la struttura concettuale del modello è relativa a teorie ecologiche generali e *FINE* è quindi potenzialmente applicabile ad una più vasta gamma di bacini di transizione, assunto che le funzioni di appartenenza siano preliminarmente calibrate sulla base di informazioni specifiche e di conoscenza storica sull'ambiente interessato. Nonostante *FINE* necessiti di ulteriori fasi di validazione (a causa della natura preliminare di questo lavoro, una mole di dati riguardanti ambienti di transizione tirrenici non sono stati ancora processati), appare evidente come tale indice sia in grado di ben interpretare e condensare in un unico valore alfanumerico la quantità di informazione contenuta nei dati biotici raccolti. La prossima implementazione di *FINE* riguarderà il raffinamento della scelta e la validazione di ulteriori descrittori, oltre all'eventuale sostituzione di alcuni di quelli fin qui considerati, al fine di facilitare l'utilizzo di *FINE*, ed auspicabilmente l'adozione, ai potenziali *end-users*.

Summary

European rules (Water Framework Directive 2000/60/EC) emphasise the importance of biological indicators. Within this framework, and in order to establish the ecological quality of Italian transitional environments, a fuzzy set theory-based, multimetric index (*FINE*, Fuzzy INdex of Ecosystem integrity) has been developed using biotic data from four Adriatic coastal lagoons. Sampling programs were conducted in 2004, with seasonal frequency at diverse sites in each lagoon. The rationale of the index is that certain attributes, selected on the basis of established principles of benthic ecology, are fundamental for lagoon ecosystem function. The chosen attributes were benthic primary productivity, expressed as seaweed and seagrass biomasses, structure and productivity of the benthic community, expressed as numerical abundance, biomass density, number of species, and taxonomic diversity of macrobenthos, and, finally, trophic complexity, expressed as macrobenthic functional diversity. In the present model we considered two variables with 4 categories (*low-medium-high-very high*), two with three (*low-medium-high*) and three with two (*low-high*), plus a qualitative variable (*yes-no*), that altogether generate 2032 rules. In order to avoid the subjective assessment of such a big amount of rules, for each variable we selected the best and worst categories, and assessed them membership grade respectively 1 and 0; the remaining membership grades are in relation to their "distance" from the best case. This allowed to define the model rules on the basis of the fuzzy sets themselves, and without introducing subjective assessment. In this study, we carried out a *FINE* analysis of sites in four Adriatic coastal lagoons and obtained a classification of these sites which corresponded quite well with a subjective *a priori* classification of the same sites based on the results of previous environmental studies, the opinions of local experts, and best judgement. Thus, our results indicate that *FINE* analysis is able to give an accurate evaluation of the environmental quality of transitional environments. *FINE* seems a low-cost, flexible and robust routine indicator of lagoon ecosystem impairment and could be of particular benefit to environmental

managers and policymakers who require tools capable of expressing the degree of degradation or environmental quality of different lagoon habitats. Future implementation will lead to the optimization both of response variables and membership functions.

Bibliografia

ADRIAENSSENS V., DE BAETS B., GOETHALS P.L.M., DE PAUW N. (2004) - Fuzzy rule-based models for decision support in ecosystem management. *Sci. Total Environ*., **319**: 1-12.

BORJA A., FRANCO J., PEREZ V. (2000) - A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.,* **40**: 1100-1114.

EATON L. (2001) - Development and validation of biocriteria using benthic macroinvertebrates for North Carolina estuarine waters. *Mar. Poll. Bull.,* **42**: 23-30.

ENGLE V.D., SUMMERS J.K. (1999) - Refinement, validation, and application of a benthic condition index for Northern Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries*, **22**: 624-635.

FANO E.A., MISTRI M., ROSSI R. (2003) - The Ecofunctional Quality Index (EQI): a new tool for assessing lagoonal ecosystem impairment. *Estuar. Coast. Shelf Sci*., **56**: 709-716.

GRALL J., GLEMAREC M. (1997) - Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuar. Coast. Shelf Sci*., **44**: 43-53.

MARCHINI A. (2003) - Logica fuzzy: prospettive di applicazione nella ricerca ecologica. In: Casagrandi R., Melià P. (eds), *Ecologia*. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia, Como, 8-10 settembre 2003. Aracne, Roma.

MARCHINI A., MARCHINI C. (2006) - A fuzzy logic model to recognise ecological sectors in the lagoon of Venice based on the benthic community. *Ecol. Model*., in stampa.

MISTRI M. (2003) - The non-indigenous mussel *Musculista senhousia* in an Adriatic lagoon: effects on benthic community over a ten year period. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K*, **83**: 1277-1278.

MISTRI M., FANO E.A., ROSSI G., CASELLI K., ROSSI R. (2000) - Variability in macrobenthos communities in the Valli di Comacchio, northern Italy, a hypereutrophized lagoonal ecosystem. *Estuar. Coast. Shelf Sci*., **51**: 599-611.

MISTRI M., FANO E.A., ROSSI R. (2001a) - Redundancy of macrobenthos from lagoonal habitats in the Adriatic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **215**: 289-296.

MISTRI M., ROSSI R., FANO E.A. (2001b) - Structure and secondary production of a soft bottom macrobenthic community in a brackish lagoon (Sacca di Goro, north-eastern Italy). *Estuar. Coast. Shelf Sci*., **52**: 605-616.

MUNARI C., MODUGNO S., GHION F., CASTALDELLI G., FANO E.A., ROSSI R., MISTRI M. (2003) - Recovery of the macrobenthic community in the Valli di Comacchio, northern Adriatic Sea, Italy. *Oceanol. Acta*, **26**: 67-75.

PEARSON T.H. (1975) - The benthic ecology of Loch Linhe and Loch Eil, a sea-loch system on the west coast of Scotland. IV. Changes in the benthic fauna attributable to organic enrichment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **20**: 1-41.

PEARSON T.H., ROSENBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.,* **16**: 229-311.

ROSENBERG R. (1977) - Benthic macrofaunal dynamics, production and dispersion in an oxygen-deficient estuary of West Sweden. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **26**: 107-133.

WARWICK R.M. (1986) - A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.,* **92**: 557-562.

WEISBERG S.B., RANASINGHE J.A., DAUER D.M., SCHAFFNER L.C., DIAZ R.J., FRITHSEN J.B. (1997) - An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries,* **20**: 149-158.

Questo lavoro è stato prodotto nell'ambito dei progetti NITIDA, a cofinanziamento MIUR, e WETLANDS INTERREG IIIB CADSES, a cofinanziamento FESR.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 413-422

F. Pititto, G. Torchia, D. Catalano, R. Greco, P. Pelusi*

Nautilus Società Cooperativa, Zona Industriale Loc. Trainiti – 89811 Porto Salvo (VV), Italia.
torchia@coopnautilus.com
*Consorzio Mediterraneo, Via A. Guattani 9 Pal. B – 00161 Roma

CARTOGRAFIA BIOCENOTICA DI DETTAGLIO DELLE "ZONE A" DI UN'AREA MARINA PROTETTA MEDIANTE STRUMENTI TECNOLOGICAMENTE AVANZATI

DETAILED BIOCOENOTIC MAPS OF THE CORE ZONES OF A MARINE PROTECTED AREA BY TECHNOGICALLY ADVANCED TOOLS

Abstract

Detailed biocoenotic maps of the "core zones" are essential for the right management, valorisation and protection of a Marine Protected Areas (MPA). Maps (1:2.000) of the two core zones of the MPA of Capo Gallo-Isola delle Femmine (Sicily, Italy) were carried out through the use of technologically advanced tools: Side Scan Sonar, Single Beam Echo sounder, R.O.V. equipped with Super Short Base Line positioning system, PDS 2000 navigation system. Twenty-eight biocoenotic assemblages have been identified and mapped. The coverage surface of some assemblages has been evaluated through 3D modelling software. Some possible applications of the use of these detailed maps in the management and valorisation of a MPA are shown.

Key-words*: marine parks, mapping, benthos, positioning systems, acoustic beacons.*

Introduzione

La cartografia è uno strumento fondamentale per tutti gli studi in campo biologico marino e, in particolare, per la tutela e la valorizzazione degli ecosistemi costieri. Nel caso delle Aree Marine Protette (AMP) la cartografia biocenotica, inserita in un database GIS, è essenziale per valutare le condizioni ambientali e programmare eventuali interventi di tutela e gestione delle risorse (Gentile e Riggio, 2003). Risulta di fondamentale importanza, quindi, che le "Zone A" delle AMP siano cartografate con elevato livello di dettaglio.

A supporto delle indagini geofisiche e delle immersioni dirette di subacquei, l'utilizzo di veicoli a guida remota (ROV) rappresenta un ottimo ausilio alla realizzazione di cartografie biocenotiche, ma comporta alcune difficoltà, legate all'esatto posizionamento del veicolo immerso, che possono portare ad una non corretta georeferenziazione delle immagini ottenute (Ardizzone, 1992; Bianchi *et al*., 2003). Le indagini geofisiche e petrolchimiche in mare si avvalgono da tempo di una serie di sistemi di posizionamento subacqueo basati sul principio della base lunga o della base corta (Cheng, 2005). In campo biologico, strumenti analoghi sono stati impiegati soltanto raramente e nel corso di indagini sul limite inferiore delle praterie a *Posidonia oceanica* (Descamp *et al*., 2005; Sgorbini *et al*., 2002).

In questo studio, condotto nell'ambito di un progetto di ricerca promosso dal Comune di Palermo, è stata realizzata una cartografia di dettaglio (scala 1: 2.000) delle due "Zone A" dell'AMP di Capo Gallo-Isola delle Femmine con l'ausilio di un apparato, innovativo in capo biologico marino, funzionante sul principio della

base ultra-corta (*Super Short Base Line, SSBL*), che fornisce in tempo reale la posizione del ROV impiegato per le indagini visive. Sono discusse le potenzialità della cartografia biocenotica realizzata, una volta inserita in un GIS, come base di partenza sia per l'impostazione di attività di ricerca e di approfondimento sia come supporto decisionale ai fini della gestione razionale e della valorizzazione delle risorse dell'AMP.

Materiali e metodi

L'AMP di Capo Gallo-Isola delle Femmine è stata istituita nel 2002, ricade nei Comuni di Palermo e Isola delle Femmine ed ha un'estensione complessiva di 2.173 Ha. I rilievi sono stati condotti nelle due zone A dell'AMP (Fig. 1), che hanno un'estensione totale di 77 Ha.

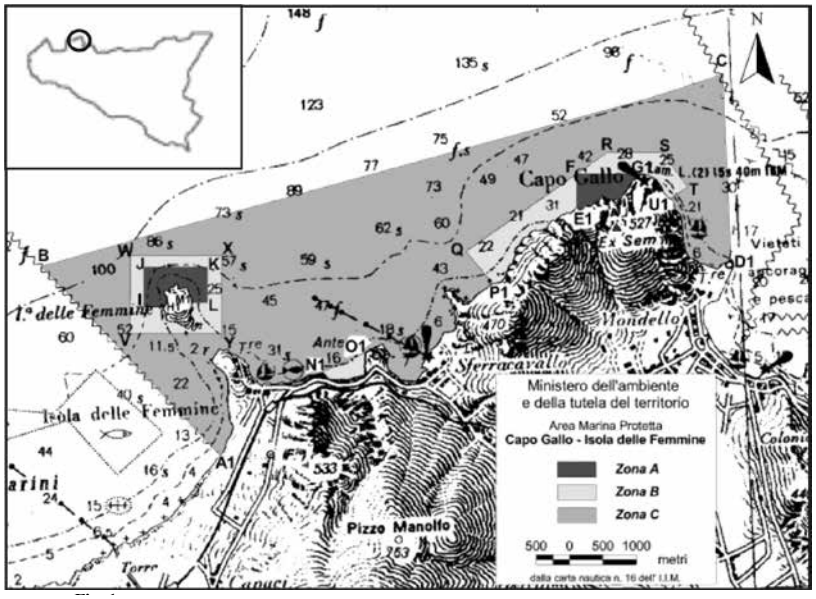


Fig. 1 - Ubicazione dell'AMP di Capo Gallo-Isola delle Femmine (da www.minambiente.it).
Location of Capo Gallo-Isola delle Femmine MPA (from www.minambiente.it).

Le osservazioni sul campo sono state effettuate mediante integrazione di più tecniche di indagine.

I rilievi morfologici del fondo marino sono stati eseguiti con il sistema Side Scan Sonar modello *EG&G 260* percorrendo delle rotte parallele alla linea di costa. Sono stati adottati i seguenti parametri: frequenza operativa di 100 kHz; *range* laterale di 200 m per lato; sovrapposizione (*overlap*) minima del 30% fra due sonogrammi adiacenti. I rilievi batimetrici sono stati effettuati impiegando un ecoscandaglio idrografico modello Honeywell *Elac LAZ 4700* a tecnologia *single beam*. Il software di navigazione *PDS 2000* ha registrato, istante per istante, la posizione dell'imbarcazione appoggio e delle unità immerse (Side Scan Sonar, Ecoscandaglio, ROV).

La cartografia biocenotica è stata redatta applicando il metodo fisionomico (Bianchi *et al*., 2003). Le ispezioni visive sono state condotte nel mese di ottobre 2004, con l'ausilio di un ROV, modello *Super Achille,* munito di telecamera digitale ad alta risoluzione. In totale il ROV ha percorso 21 transetti ortogonali alla linea di costa e spaziati di 80 m l'uno dall'altro, distanza corrispondente a 1/25 della scala di restituzione (Ardizzone, 1992). Nella zona compresa fra due transetti adiacenti sono state condotte indagini *spot* con il ROV allo scopo di ottenere la migliore interpolazione possibile.

Il posizionamento della nave oceanografica è stato realizzato mediante un sistema GPS differenziale (DGPS), quella del veicolo immerso con un sistema Simrad *HPR (Hydroacustic Position Reference) 400* funzionante sul principio della *base ultra-corta*. Un *transponder* (*beacon*) installato sul veicolo immerso risponde con un impulso acustico ad un altro impulso proveniente dal trasduttore solidale alla nave. In base all'intervallo di tempo trascorso tra l'interrogazione e la risposta ed alla misura degli angoli orizzontale e verticale del *beacon* rispetto alla nave, il sistema stabilisce la distanza *(range)* fra l'imbarcazione ed il ROV e fornisce la posizione del veicolo immerso con uno scarto massimo dell'ordine di 1-2 m.

I dubbi di interpretazione dei filmati sono stati risolti con uno studio sistematico su campioni raccolti in immersione ARA mediante grattaggio di superfici standard.

Considerando l'elevata eterogeneità del fondo marino, per la rappresentazione cartografica è stata impiegata una simbologia numerica, in luogo di quella classica proposta da Meisnez *et al.* (1983), al fine di facilitare la lettura e la consultazione delle carte realizzate. L'adozione dei simboli convenzionalmente utilizzati, infatti, rende agevole la consultazione delle carte su videoterminale ma risulta di difficile lettura su supporto cartaceo.

Sulla base della presenza di habitat determinanti (Chemello, 2001; Relini, 2000; RAC/SPA, 1995), le unità biocenotiche individuate sono state divise su tre livelli di vulnerabilità: "a" (alto), "b" (medio), "c" (basso) (Tab. 1 e Fig. 4).

Le informazioni raccolte sono state inserite in un GIS basato sulla piattaforma *Esri ArcGis*.

L'ausilio dei software *3D Analyst* e *Surfer 8* ha permesso di ricostruire sperimentalmente la morfologia del fondo marino di due aree caratterizzate da pendenze differenti e di stimare le superfici tridimensionali ricoperte dalle unità biocenotiche presenti tenendo conto del fattore "pendenza del fondo". L'algoritmo di calcolo utilizzato è basato sul modello TIN (*Triangulated Irregular Network*), che consiste nella ricostruzione tridimensionale del fondo mediante triangoli di dimensioni differenti (Csillag, 2003; Mitasova *et al*., 2002).

Risultati

L'impiego del sistema *Simrad HPR 400* applicato alla cartografia biocenotica ha apportato un notevole contributo allo studio realizzato, consentendo la continua verifica e la registrazione della posizione del ROV in immersione. Il sistema è stato testato con successo fino ad una distanza lineare di circa 350 m fra il *beacon* ed il trasduttore e fino alla profondità massima di –55 m, limite inferiore delle indagini effettuate. Le ispezioni con il ROV si sono arrestate alla profondità di –10 m. Al di sopra di questa batimetrica, infatti, il veicolo immerso entra in una zona di ombra acustica, non ricevendo alcun segnale dall'imbarcazione.

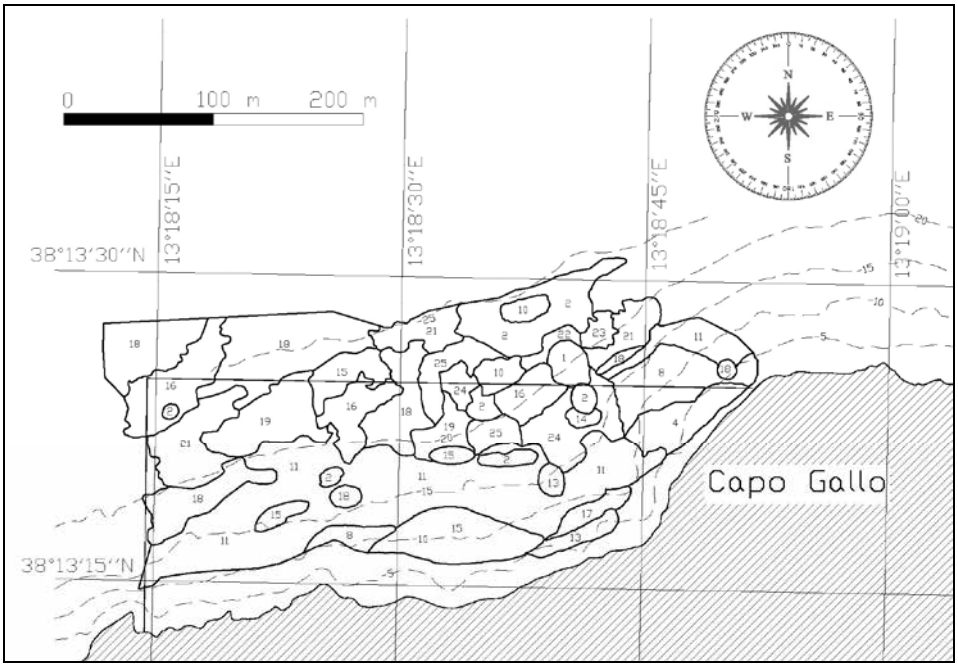


Fig. 2 - Carta biocenotica della Zona A antistante il Monte Gallo. Il poligono delimita i confini della Zona A, la simbologia numerica delle unità biocenotiche fa riferimento alla Tab. 1.

Biocenotic map of "core zone" in front of Monte Gallo. The polygon defines the "core zone", the numeric symbols for the assemblages are these reported in Tab. 1.

L'integrazione dei dati raccolti ha consentito di definire e delimitare sulla carta, in scala 1:2.000 e con buon livello di precisione, i confini di 28 diverse unità descrittive tra biocenosi, facies e mosaici di biocenosi differenti (Tab. 1, Figg. 2 e 3). Complessivamente 18 diverse unità sono state individuate e definite nella Zona A di Isola delle Femmine e 15 nell'area antistante il Monte Gallo. I fondi delle due aree studiate risultano dominati, nella porzione superficiale cartografata, da biocenosi fotofile e semifotofile fra cui si evidenzia, in particolare l'Associazione *Dictyopteretum polypodioidis* Berner 1931. Nella fascia più profonda della zona A di Isola delle Femmine è rilevante la biocenosi del Coralligeno, a livello della quale è possibile distinguere in alcuni settori la facies a *Paramuricea clavata*.

Il 20% circa della Zona A di Isola delle Femmine risulta interessata da biocenosi bentoniche ritenute ad alta vulnerabilità, il 52% è colonizzato da unità biocenotiche di vulnerabilità intermedia. Nella Zona A di Capo Gallo non sono state individuate biocenosi che ricadono nella fascia di vulnerabilità "a", mentre il 36,8% della superficie è colonizzata da unità che si possono considerare mediamente vulnerabili (livello "b"). Considerando il grado di strutturazione della biocenosi (Chemello e Russo, 2001), i mosaici in cui la *P. oceanica* è rada o presente

Tab. 1 - Unità biocenotiche e relativa percentuale di copertura nelle Zone A e nelle aree adiacenti. Per ogni unità sono inoltre indicati il numero della simbologia impiegata nelle carte (N) e il livello di Vulnerabilità V (a=alta, b=media, c=bassa). IDF = Isola delle Femmine; CG = Capo Gallo.

Assemblages and respective coverages (%) in the "core areas" and in neighbouring zones. The numeric symbols utilised in the maps (N) and the level of Vulnerability V (a=high, b=medium, c=low) for each assemblage are reported. IDF = Isola delle Femmine; CG = Capo Gallo.

N	Unità biocenotiche	V	Copertura zone A (%)		Copertura (%) zone adiacenti	
			IDF	***CG***	***IDF***	***CG***
1	Biocenosi delle Sabbie Fini Ben Calibrate (SFBC)	c	0,0	0,0	0,0	2,8
2	Biocenosi delle Sabbie Grossolane e Ghiaie Fini sotto l'Influenza delle Correnti di Fondo (SGCF)	c	18,3	3,0	1,3	14,1
3	Prateria a *Posidonia oceanica* su roccia	a	6,3	0,0	17,2	0,0
4	Biocenosi fotofila della Roccia Infralitorale di Moda Battuta (RIPB)	c	0,0	4,3	0,0	0,3
5	Biocenosi circalitorale di substrato duro senza concrezionamento (Precoralligeno)	b	3,5	0,0	0,0	0,0
6	Biocenosi del Coralligeno	a	1,8	0,0	1,7	0,0
7	Facies a *Paramuricea clavata* (Coralligeno)	a	0,5	0,0	0,0	0,0
8	Insieme di biocenosi fotofile infralitorali su substrato duro	b	16,5	3,8	7,9	7,0
9	Mosaico di biocenosi fotofile della roccia infralitorale e *Posidonia oceanica* su roccia	b	1,8	0,0	3,3	0,0
10	Mosaico di prateria a *Posidonia oceanica* e sabbie grossolane	b	0,0	0,3	0,0	3,9
11	Insieme di biocenosi semifotofile della roccia infralitorale	c	8,6	37,8	5,4	6,0
12	Mosaico di biocenosi semifotofile della roccia infralitorale e *Posidonia oceanica* su roccia	b	2,9	0,0	2,4	0,0
13	Mosaico di biocenosi semifotofile della roccia infralitorale e biocenosi sciafile della roccia infralitorale senza concrezionamento	c	0,0	2,3	0,0	0,0
14	Mosaico di biocenosi semifotofile della roccia infralitorale, biocenosi sciafile della roccia infralitorale senza concrezionamento e *Posidonia oceanica* su roccia	b	3,0	0,5	12,1	0,0
15	Mosaico di biocenosi semifotofile della roccia infralitorale, biocenosi sciafile della roccia infralitorale e sabbie grossolane	c	0,0	8,7	0,0	3,4
16	Mosaico di biocenosi semifotofile della roccia infralitorale, biocenosi sciafile della roccia infralitorale senza concrezionamento, *Posidonia oceanica* sparsa e biocenosi delle sabbie grossolane	b	0,0	8,2	0,0	7,4
17	Mosaico di biocenosi semifotofile della roccia infralitorale e sabbie grossolane	c	0,0	1,6	0,0	0,0
18	Mosaico di biocenosi semifotofile della roccia infralitorale e Precoralligeno	b	14,8	9,6	7,4	27,8
19	Mosaico di biocenosi semifotofile della roccia infralitorale, Precoralligeno e sabbie grossolane	b	0,0	6,2	0,0	0,4
20	Mosaico di biocenosi sciafile della roccia infralitorale senza concrezionamento e *Posidonia oceanica* su roccia	b	0,7	0,0	0,0	0,0
21	Mosaico di biocenosi sciafile della roccia infralitorale e Precoralligeno	b	3,4	5,7	11,0	18,9
22	Mosaico di biocenosi sciafile della roccia infralitorale, Precoralligeno e biocenosi delle sabbie grossolane	b	5,3	0,0	8,2	1,7
23	Mosaico di biocenosi sciafile della roccia infralitorale senza concrezionamento, prateria a *Posidonia oceanica* e biocenosi delle sabbie fini	b	0,0	0,0	0,0	1,8
24	Mosaico di biocenosi sciafile della roccia infralitorale senza concrezionamento e biocenosi delle sabbie grossolane	c	0,8	5,5	3,0	1,0
25	Mosaico di biocenosi sciafile della roccia infralitorale senza concrezionamento, prateria di *Posidonia* e biocenosi delle sabbie grossolane	b	0,1	2,5	8,3	3,5
26	Mosaico di biocenosi sciafile della roccia infralitorale inferiore e facies a *Paramuricea clavata*	a	0,0	0,0	0,5	0,0
27	Mosaico di biocenosi del Coralligeno e biocenosi delle sabbie grossolane	a	11,2	0,0	8,1	0,0
28	Mosaico di biocenosi delle sabbie grossolane e biocenosi dei fondi Detritici Costieri (DC)	c	0,4	0,0	2,1	0,0

in macchie sparse sono stati inclusi nel livello "b" di vulnerabilità. Le indagini biocenotiche hanno permesso di individuare alcune aree ad elevata vulnerabilità anche nelle vicinanze delle Zone A. Il versante occidentale dell'Isolotto delle Femmine, in particolare, ha mostrato una serie di unità biocenotiche, ritenute altamente vulnerabili, che interessano il 28% dell'area esterna cartografata. I dati raccolti in questo studio rendono quindi auspicabile un allargamento della zona a protezione integrale anche su questo versante.

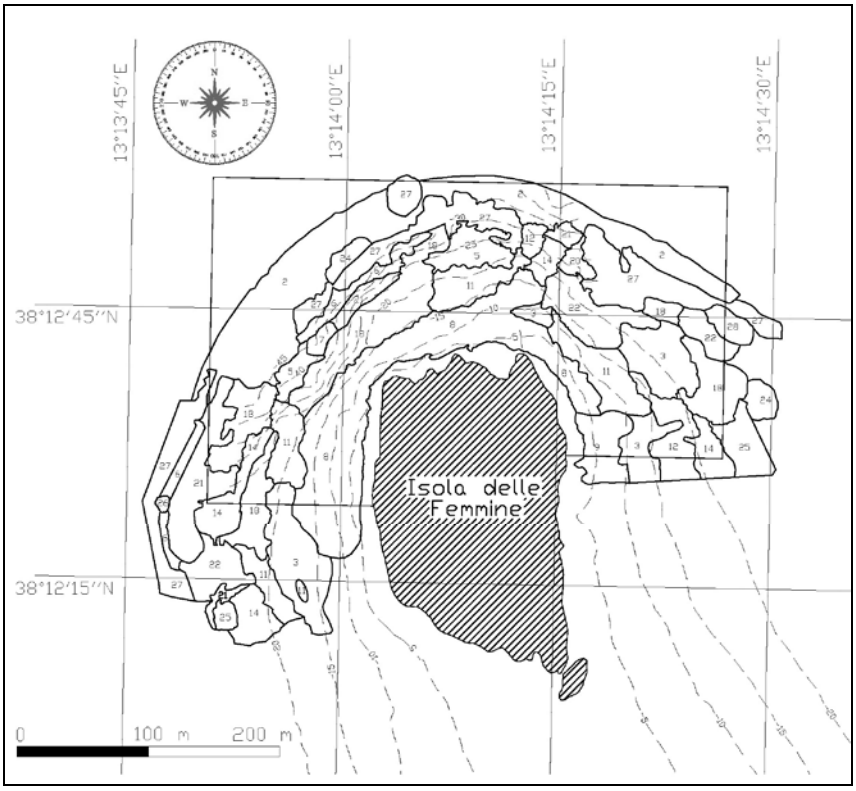


Fig. 3 - Carta biocenotica della zona A intorno all'Isola delle Femmine. Il poligono delimita i confini della Zona A, la simbologia numerica delle unità biocenotiche fa riferimento alla Tab. 1.

Biocenotic map of "core zone" around Isola delle Femmine. The polygon defines the "core zone", the numeric symbols for the assemblages are these reported in Tab. 1.

I risultati della modellizzazione tridimensionale del fondo marino sono una sperimentazione delle teorie già utilizzate in campo terrestre (Csillag, 2003; Mitasova *et al*., 2002). Relativamente all'unità biocenotica individuata a Capo Gallo (una porzione di Mosaico di biocenosi semifotofile, sciafile e sabbie grossolane), il modello ha fornito un incremento della superficie del 4% rispetto ai dati ottenuti dalla cartografia classica in due dimensioni. Si può quindi ritenere trascurabile la

differenza tra i due tipi di analisi. Al contrario, per la Facies a *P. clavata* presente a Isola delle Femmine lo scarto tra la stima di copertura 3D e quella 2D è risultata pari al 23,5% (Tab. 2).

Tab. 2 - Differenza tra una stima 2D ed una 3D della superficie colonizzate da due diverse unità biocenotiche.
Difference between estimations 2D and 3D of the surfaces colonised by two biocoenotic units.

Unità indagate	Copertura 2D (m²)	Copertura 3D (m²)	Differenza in %
Facies a *Paramuricea clavata*	1686	2083	23,54
Mosaico di biocenosi semifotofile, sciafile e sabbie grossolane	1904	1978	3,87

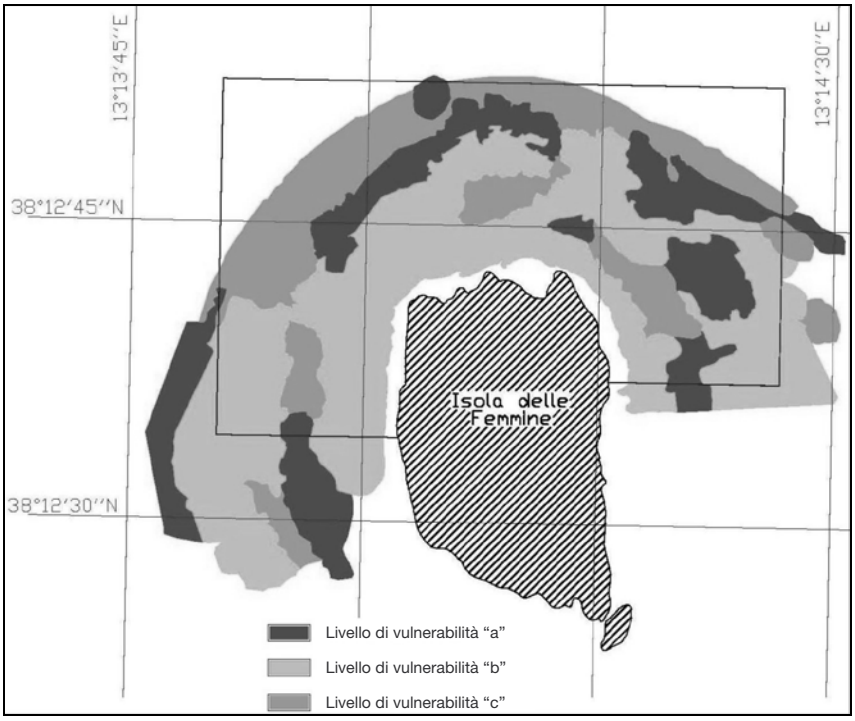


Fig. 4 - Carta della Vulnerabilità per la zona A di Isola delle Femmine.
Vulnerability map of "core zone" around Isola delle Femmine.

Conclusioni

L'adozione del sistema *Simrad HPR 400* ha permesso di eliminare i problemi di posizionamento dovuti alla scarsa coerenza di posizione del veicolo subacqueo rispetto all'imbarcazione di appoggio e ha facilitato la restituzione georeferenziata dei transetti percorsi. Uno fra i punti critici per l'ottenimento di un dato di tipo "cartografico" (Ardizzone, 2000) è stato quindi risolto. La precisione ottenuta nei posizionamenti, associata alla disponibilità dei dati derivati dagli altri rilievi, ha permesso di produrre carte con un elevato livello di dettaglio nella localizzazione e delimitazione delle diverse unità biocenotiche.

Le ricadute applicative di una cartografia di dettaglio ottenuta integrando i sistemi sopra citati, in particolare il posizionamento con base ultra-corta, sono molteplici e consentono all'Ente gestore di pianificare una serie di attività e, per esempio:

1) di scegliere ed effettuare con precisione uno o più percorsi subacquei *ad hoc* da realizzare nel corso di monitoraggi periodici o in seguito ad eventi straordinari;
2) di ricercare e localizzare con precisione la presenza di eventuali elementi di perturbazione sul fondo marino (ad es. cime, reti o altri attrezzi da pesca abbandonati);
3) di programmare e gestire le zone di immersione a scopo ricreativo anche in alcune porzioni delle zone A, creando delle aree "*entry-no take*" (Villa *et al*., 2002) come già avviene in altre AMP italiane (Odorico e Piron, 2005; Polo *et al*., 2005);
4) di ottimizzare le ricerche scientifiche, individuando con precisione le sub-aree da utilizzare, come nel caso della sperimentazione del ripopolamento dell'aragosta rossa (*Palinurus elephas*) svolte nell'ambito dello stesso progetto di ricerca sull'AMP (Nautilus, 2005).

L'integrazione delle apparecchiature e degli strumenti di elaborazione impiegati possono essere inoltre un valido supporto nella esatta delimitazione e nello studio di biocenosi di particolare pregio (ad esempio nel caso della Facies a *Paramuricea clavata*).

Sulla base dei risultati ottenuti, si ritiene che la conoscenza dell'estensione tridimensionale delle unità biocenotiche presenti in un'area possa essere un valido ausilio nella predisposizione di piani adeguati di monitoraggio e tutela. In base ai calcoli effettuati un modello tridimensionale dovrebbe essere applicato nelle cartografie su fondi con pendenze superiori a 35°. In questo caso, infatti, il valore di superficie ottenuta con la ricostruzione 3D fornisce dei valori di superficie superiori di oltre il 20% rispetto a quelli ottenuti con il modello di proiezione classico. Si rendono necessari, peraltro, ulteriori studi volti al perfezionamento della metodica di modellizzazione tridimensionale.

Summary

Biocenotic maps are a powerful tool for the study in marine biology. A detailed cartography of benthic biocenoses is essential for the right management, protection and valorisation of Marine Protected Areas (MPA). Within a framework of a Project financed by the Palermo Municipality, detailed (1:2.000 scale) maps of the Capo Gallo-Isola delle Femmine MPA "core zones" (Sicily, Italy) were carried out through the use of technolocally advanced tools.

The applied methods included the integration of: differential GPS (DGPS), Side Scan Sonar (S.S.S.), Hydrographic echosounder, Remote Operated Vehicle (ROV), PDS 2000 navigation system and scuba

divers spot surveys. Furthermore,because of the detailed representation scale, a Simrad HPR 400 positioning system (Ultra Shot Base Line principle) was used. This tools, which is usually employed in geophysics surveys, gives the underwater vehicle's position instantly and with metric precision thanks to a transducer climbed onto the ROV. Twenty-eight assemblages were identified, positioned and delimitated. Rather than the classical biocenotic symbolism, numerical symbolism was used in the paper maps.

The extension of the area colonized by two assemblages was evaluated by also taking into account 3D modeling software. This approach gave an idea of the error in the two-dimension cartography caused by the bottom inclination. This error is particularly relevant for assemblages such as Coralligenous and Precoralligenous biocenoses which are normally present on steep bottom. On the basis of this study, a correction through a 3D approach is recommended for all areas where the slope is greater than 35°.

The assemblages were ordered hierarchically, according to their vulnerability; three levels were identified. In the core area of "Isola delle Femmine" the 20% of the surface is colonised by high vulnerable assemblages; in the core area of capo Gallo no one assemblages identified belongs to the group of high sensitive areas. Some examples of the possible utilisation of these detailed maps as tools for the management of the MPA are given.

Ringraziamenti

Gli Autori desiderano ringraziare la Dott.ssa Barbara Borgese per la collaborazione nella revisione dei testi in lingua inglese.

Bibliografia

ARDIZZONE G.D. (1992) – Cartografia bentonica con sistemi video controllati a distanza. *Oebalia*, **17** (2) (Suppl.): 441-452.

ARDIZZONE G.D. (2000) – La rappresentazione cartografica nelle ricerche di Biologia Marina in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 461-477.

BIANCHI C.N., ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A., COLANTONI P., DIVIACCO G., MORRI C., TUNESI L. (2003) – La cartografia del benthos. In: Gambi M.C., Dappiano M. (eds), Manuale di Metodologie di Campionamento e Studio del Benthos Marino Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit*., **10** (Suppl.): 367-394.

CHEMELLO R., RUSSO G.F. (2001) – *MaREP, una metodica per la valutazione della qualità ambientale nelle aree marine protette*. Valtrend Ed., Napoli: 46 pp.

CHENG W.H. (2005) – Study mobile underwater positioning system with expendable and multifunctional bathythermographs. *Ocean. Engineering*, **32**: 499-512.

CSILLAG F. (2003) – Geogaphical Information Systems and Environmental Modelling. *CEU Department of Environmental Science and Policy*, Budapest: 6 pp.

DESCAMP P., PERGENT G., BALLESTA L., FOULQUIE M. (2005) – Underwater acoustic positioning systems as tool for *Posidonia oceanica* beds survey. *C.R. Biologies*, **328**: 75-80.

GENTILE A., RIGGIO S. (2003) – Sviluppo di un Database GIS come strumento di gestione in un piano di monitoraggio e controllo della fascia costiera. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 701-705.

MEISNEZ A., BOUDOURESQUE C.F., FALCONETTI C., ASTIER J.M., BAY D., BLANC J.J., BOURCIER M., CINELLI F., CIRIK S., CRISTIANI G., DI GERONIMO I., GIACCONE G., HARMELIN J.G., LAUBIER L., LOVRIC A.Z., MOLINIER R., SOYER J., VAMVAKAS C. (1983) - Normalisation des symboles pour la représentation et la cartographie des biocénoses bentiques littoraux de Méditerranée. *Ann. Inst. Océan.*, Paris, **59** (2): 155-172.

MITASOVA H., DRAKE T., HARMON R., HOFIERKA J., MC NINCH J. (2002) – Spatio-temporal monitoring of evolving topography using LIDAR, Real Time Kinematic GPS and sonar data. Proceedings of the Open source GIS-GRASS user conference 2002. Trento, Italy, 11-13 September 2002: 1-10.

NAUTILUS (2005) – *Interventi per la caratterizzazione ambientale e la valorizzazione dell'Istituenda Area Marina Protetta di Capo Gallo*. Rapporto interno: 133 pp.

ODORICO R., PIRON M. (2005) – Riserva naturale di Miramare (TS): Meccanismi di controllo delle visite subacquee. Workshop internazionale "Le attività subacquee nelle Aree Marine Protette e gli impatti sull'ambiente: esperienze mediterranee a confronto", Roma 17-18 Febbraio 2005: (in stampa).

POLO F., ZUPPA F., TEMPESTA M. (2005) – Creazione di un protocollo per il monitoraggio del disturbo legato alla fruizione subacquea nel sistema di gestione ambientale (certificato EMAS – I-000246) della Riserva Naturale Marina di Miramare (Trieste). Workshop internazionale "Le attività subacquee nelle Aree Marine Protette e gli impatti sull'ambiente: esperienze mediterranee a confronto", Roma 17-18 Febbraio 2005: (in stampa).

RAC/SPA (1995) - *Protocol concerning specially protected areas and biological diversity in the Mediterranean*. UNEP-MAP RAC/SPA, Simpact (Tunisia): 46 pp.

RELINI G. (2000) – Nuovi contributi per la conservazione della biodiversità in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (3): 173-211.

SGORBINI S., PEIRANO A., COCITO S., MORGIGNI M. (2002) – An underwater tracking system for mapping marine communities: an application to *Posidonia oceanica*. *Oceanol. acta*, **22**: 135-138.

VILLA F., TUNESI L., AGARDY T. (2002) – Zoning Marine Protected Areas through Spatial Multiple-Criteria Analysis: the case of the Asinara Island Marine Reserve of Italy. *Conservation Biology*, **16** (2): 515-526.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 423-433

A. Scarpato, P. Giordano, E. Calabretta, G. Romanelli,
M. Amici, E. Amato, A.M. Cicero

ICRAM – Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare,
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
am.cicero@icram.org

SVILUPPO DI UNA RETE DI SORVEGLIANZA DELLA QUALITÀ DELLE ACQUE MARINO-COSTIERE DEL MEDITERRANEO NORD OCCIDENTALE ATTRAVERSO L'USO DI BIOINDICATORI (*MUSSEL WATCH* ATTIVO): APPROCCIO METODOLOGICO E RISULTATI PRELIMINARI DELLE INDAGINI SVOLTE LUNGO LE COSTE LIGURI E TOSCANE

DEVELOPMENT OF A SURVEILLANCE NETWORK OF COASTAL MARINE WATER QUALITY OF THE NORTH WEST MEDITERRANEAN SEA THROUGH BIOINDICATORS (ACTIVE MUSSEL WATCH): A METHODOLOGICAL APPROACH AND PRELIMINARY RESULTS OBTAINED FROM THE INVESTIGATIONS ALONG LIGURIAN AND TUSCANIAN COASTS

Abstract

*ICRAM with IFREMER and other European Institutes of Research is working on an Internationl Research Project,"MYTILOS", whose purpose is to evaluate chemical contamination in marine costal water of the North West Mediterranean Sea. This study is carried out using a "sentinel organism" such as mussel (*Mytilus galloprovincialis*). One time a year during the sexual dormiency, mussels are transplanted from a contamination-free area to the survey stations along the West mediterranean coast. They are immersed in cages for twelve weeks in the investigation sites. Once the mussels are recovered biometric measures and chemical analyses are performed. Chemical analyses are regarding to the determination of pollutants strictly connected to the industrial activity (TPH, PAH, PCBs and heavy Metals), agriculture (Pesticides and Metals) and urban wastes (Surfactants).*

A methodological approach and the preliminary results regarding PCBs and pesticides analyses are presented.

Key-word: *bioaccumulation,* Mytilus galloprovincialis*, PCBs, pesticides.*

Introduzione

L'ICRAM in collaborazione con IFREMER ed altri istituti di ricerca Francesi, Spagnoli ed Italiani è impegnato in un Progetto di Ricerca Internazionale denominato MYTILOS, per la valutazione dei livelli di contaminazione da agenti chimici delle acque marino-costiere del Mar Mediterraneo Occidentale attraverso l'impiego di "organismi sentinella" quali i mitili (*Mytilus galloprovincialis* Lam.).

Tale attività si inserisce all'interno del programma multidisciplinare di ricerca denominato MEDICIS che ha l'obiettivo di individuare le sorgenti, lo stato e il divenire dei contaminanti, coerentemente con quanto indicato nella Direttiva Quadro sulle acque dell'UE (2000/60/CE) per la protezione dell'ambiente marino contro l'inquinamento da sostanze chimiche.

Il progetto MYTILOS consiste nel trapianto di mitili da aree imperturbate a

siti di indagine posizionati lungo le coste del Mediterraneo Occidentale al fine di effettuare, su questi, indagini biologiche e chimiche. Quest'ultime riguardano la determinazione analitica di inquinanti connessi alle attività industriali (Idrocarburi Totali, IPA, PCB's e Metalli), alle attività agricole (Pesticidi e Metalli) e agli scarichi urbani (Tensioattivi) nei tessuti di questi organismi.

Il *Mussel Watch* è un approccio metodologico, introdotto negli anni '70 da Goldberg (Goldberg, 1975), da anni utilizzato nell'ambito di programmi internazionali di monitoraggio (Phillips e Segar, 1986; de Kock e Kramer, 1994; O'Connor *et al*., 1994). Il *Mussel Watch* Attivo (Andral, 2004), applicato in questo progetto di ricerca, contiene dei caratteri di innovazione riassumibili in quattro punti fondamentali:

1. il trapianto dei mitili avviene in modo altamente standardizzato utilizzando metodi di posa e recupero veloci ed efficaci;
2. tutti i mitili provengono da allevamenti situati in aree imperturbate risultando omogenei in termini di taglia e stato metabolico;
3. gli organismi vengono trapiantati in gabbie, affondate al di sotto della quota di navigazione riducendone il rischio di perdita connesso alla navigazione ed al vandalismo. Possono, inoltre, essere immersi anche a grandi profondità (fino a 100 m) dando risultati attendibili sotto il punto di vista della capacità di biaccumulo come evidenziato nell'ambito del programma RINBIO (Andral e Stanisière, 1999);

Fig. 1 - Stazioni di posa 2004.
Laying sites.

4. i dati di concentrazione vengono elaborati statisticamente sulla base dei dati biometrici rilevati alla fine del periodo di posa (12 settimane) e attraverso la

determinazione analitica del contenuto lipidico. Questo permette di considerare la variabilità dovuta al diverso stato trofico delle acque dei siti d'indagine.

Vengono qui presentati i risultati relativi ai PCB's e ai Pesticidi della campagna 2004 che ha interessato per l'Italia le coste liguri e toscane (Fig. 1). Sono state posizionate 13 gabbie in siti significativi per la diversa tipologia di possibile contaminazione, tra cui uno corrispondente al relitto della *VLCC (very large crude carrier*) *Haven* ed uno di bianco corrispondente all'isola di Giannutri.

Materiali e metodi

Organismi

Tutti i lotti di mitili (*Mytilus galloprovincialis* Lam.) sono stati prelevati da un allevamento marino francese in località *Aresquiers* in *Languedoc-Roussillon*, zona indenne dall'impatto antropico come risulta dalle precedenti attività di monitoraggio. Per garantire l'omogeneità dei lotti, è stata scelta una taglia per individuo di circa 50 mm corrispondente ad individui di circa 18 mesi. Ogni lotto, composto da 3 kg di mitili, è stato stoccato all'interno di una gabbia costituita da una sacca da molluschicoltura (Fig. 2). Ogni gabbia è stata posizionata nello specifico sito di indagine rimanendo in immersione per un periodo di 12 settimane. Il periodo prescelto per l'immersione è stato tra la fine di aprile e le prime due settimane di luglio. Tale periodo è ritenuto ottimale in quanto gli animali in tarda primavera dispongono di sufficienti riserve energetiche e sono quindi meno suscettibili agli stress ambientali. Inoltre, si trovano nella fase di "dormienza sessuale" che garantisce una maggiore "stabilità metabolica" (l'accrescimento gonadico può infatti rappresentare un fattore in grado di influenzare fortemente la concentrazione tissutale di molti contaminanti).

Fig. 2 - Gabbie di posa.
Laying sites.

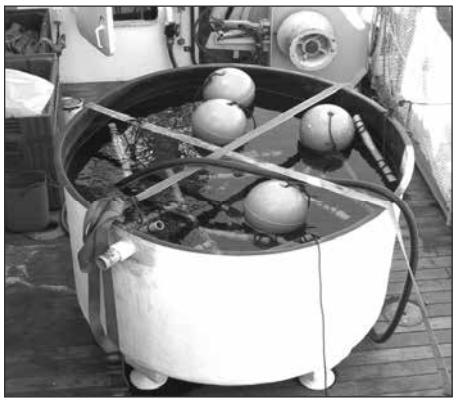


Fig. 3 - Vasca vivaio.
Vivaio tank.

Allestimento delle strutture di immersione

Ciascuna struttura (gabbia) è costituita da una sacca da molluschicoltura legata ad una zavorra di 30 Kg, mantenuta a mezza acqua ad una profondità di

10 m tramite una boa galleggiante di 10 litri di volume (Fig. 4). Le esperienze precedenti hanno dimostrato che questo tipo di struttura resiste bene alle varie condizioni meteo-marine. Per contro risulta evidentemente vulnerabile alla "pesca a strascico" e quindi in alcuni casi le strutture sono state triplicate nelle aree considerate a rischio privilegiando, dove possibile, pose in ambienti protetti (es. relitti).

Operazione di posa

Il posizionamento delle strutture (Fig. 4) è stato effettuato con l'ausilio della Nave Oceanografica L'EUROPE (IFREMER/ICRAM), sul cui ponte era posizionata una vasca vivaio (Fig. 3) di 3.5 m^3 che garantiva le idonee condizioni di vita degli animali per tutta la durata della campagna.

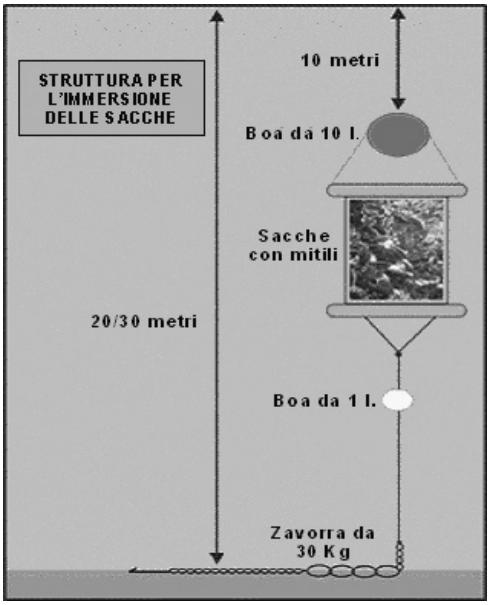


Fig. 4 - Struttura di immersione.
Structure of immersion.

Operazione di recupero

L'individuazione della posizione precisa delle gabbie è stata realizzata mediante l'utilizzo integrato della strumentazione di bordo (GPS differenziale, carte georeferenziate e *pinger*). Il recupero è stato effettuato mediante operatore subacqueo o tramite tangoni laterali ai quali è stata assicurata una cima zavorrata (Fig. 5).

Trattamento dei campioni

Per ciascuna gabbia si è proceduto alle seguenti operazioni:
- misura della percentuale di mortalità dei mitili recuperati;
- prelievo casuale di 15 molluschi per le misure biometriche (misurazione della

lunghezza e dell'altezza della conchiglia mediante un calibro);
- gli stessi 15 molluschi, prelevati per le misure biometriche sono stati utilizzati per il calcolo dell'Indice di Condizione: le sole conchiglie pulite internamente ed esternamente sono state essiccate in stufa a 60 °C per 48 ore e quindi pesate. Le carni separate sono state anch'esse seccate e pesate.

Preparazione di *pool* di mitili per le analisi chimiche:

separazione delle carni dalle conchiglie di un numero di individui (15-20) tali da raggiungere la quantità necessaria per effettuare le analisi; stoccaggio dei mitili a –20 °C fino al trasporto in laboratorio; liofilizzazione delle carni; pesata delle carni prima e dopo la liofilizzazione per calcolare il contenuto d'acqua.

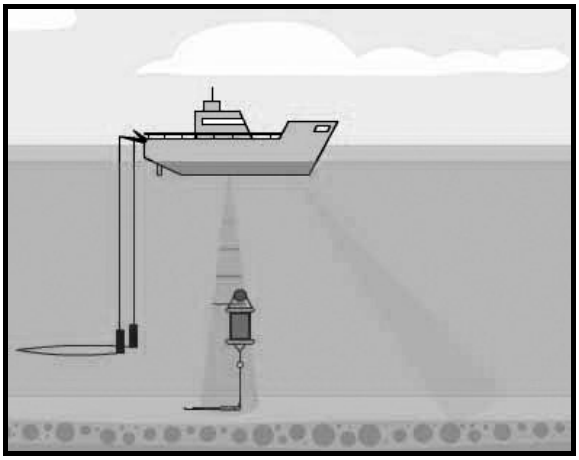


Fig. 5 - Ricostruzione schematica del recupero.
Schematic reconstruction of the cages recovery.

Analisi dei composti organoclorurati

I PCB's ed i Pesticidi clorurati analizzati sono stati: PCB 31, 28, 52, 35, 101, 118, 153, 105, 138, 156, 180, γ-HCH, DDT, DDD, DDE.

L'estrazione dei composti organici è stata effettuata sul liofilizzato mediante Estrattore Accelerato con Solvente (*Dionex, Application note* 322) e l'estratto è stato purificato su Florisil (EPA *Method* 3620b). La determinazione strumentale è stata effettuata mediante un Gas-cromatografo con rivelatore ECD HP 5890 serie II con colonna Ultra 2 e un Gas Cromatografo *Agilent Technologies* 6890 con rivelatore a Spettrometria di Massa MSD 5973 N EI con colonna DB XLB.

La validazione del metodo è stata effettuata mediante l'utilizzo di Materiali *Standard* di Riferimento: SRM 2977 - NIST e IAEA 142 (*organics in mussel tissue*).

Analisi della frazione lipidica

A causa della spiccata tendenza dei composti organici analizzati di accumularsi nei tessuti grassi è stata effettuata la determinazione gravimetrica della frazione lipidica estraibile (*Dionex, Application note 337*). Un aumento della frazione lipi-

dica, infatti, può accrescere la capacità di bioaccumulo di tali composti da parte degli organismi in esame (Hess *et al.*, 1995).

Indice di condizione

Il rapporto tra il peso secco della carne e il peso secco delle conchiglie è stato calcolato per determinare l'Indice di Condizione (IC).

Lo stato di crescita degli individui è stato valutato attraverso l'analisi dell'IC che risulta positivamente correlato con le concentrazioni rilevate di questo tipo di contaminanti (Andral *et al.*, 2004).

Risultati

Il contenuto lipidico nei *pool* di campioni analizzati risulta piuttosto omogeneo tra le varie stazioni. Ciò ci consente di analizzare i dati tal quali senza normalizzarli rispetto alla frazione lipidica (Tab. 1).

Tab. 1 - Concentrazioni di PCB's e pesticidi in ng/g di carne secca rilevate lungo le coste liguri e toscane.
Levels of PCB's and DD's in ng/g of dry flesh along Ligurian and Tuscanian marine coasts.

	Imperia	Zinola	Haven	Cornigliano	Santa Margherita	Punta S. Pietro	Forte dei Marmi	Livorno Porto	Porto Ferraio	Piombino	Ombrone	Porto S. Stefano	Giannutri
PCB 28	n.d.	n.d.	n.d.	0,80	0,79	n.d.	n.d.	n.d.	0,89	n.d.	n.d.	0,47	0,24
PCB 31	0,48	0,72	0,28	0,34	0,53	0,64	0,81	n.d.	0,80	0,85	n.d.	0,61	0,93
PCB 52	2,68	3,58	3,55	2,31	1,07	1,91	0,95	0,63	0,63	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PCB 35	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,46	n.d.	n.d.	n.d.
PCB 101	3,15	6,96	4,97	3,77	2,86	3,38	4,47	3,26	1,63	2,50	0,50	0,99	0,55
PCB 118	n.d.	5,95	n.d.	3,75	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,41	n.d.	n.d.	n.d.
PCB 153	6,23	15,02	13,64	7,94	6,90	8,85	8,90	7,27	7,35	5,60	2,60	2,07	3,58
PCB 105	1,04	1,88	1,62	1,22	0,81	1,04	1,16	0,86	0,60	0,13	n.d.	0,48	0,62
PCB 138	4,85	12,45	8,56	6,32	5,55	1,99	8,60	4,21	4,90	4,23	1,90	2,67	3,42
PCB 156	0,24	0,74	0,46	0,32	n.d.	0,30	0,49	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PCB 180	0,52	1,34	0,79	0,62	0,46	0,59	0,55	0,67	0,65	0,68	0,26	n.d.	1,26
PCBtot	19,19	48,64	33,86	27,39	18,97	18,70	25,93	16,91	17,46	14,88	5,26	7,28	10,60
LINDANE	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,54	0,55	0,57	0,34	1,23	0,94	0,65	0,82
o, p' DDE	0,32	n.d.	n.d.	0,15	0,19	0,37	0,26	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
p, p' DDE	2,76	2,70	2,80	1,62	2,50	2,76	5,08	2,30	1,50	1,25	1,09	1,18	2,21
o, p' DDD	0,93	n.d.	n.d.	0,63	1,01	n.d.	1,55	0,71	0,94	0,95	0,26	0,35	0,86
p, p' DDD	2,01	2,61	1,93	2,41	2,27	1,87	2,96	1,80	1,71	2,30	1,26	1,39	0,67
o, p' DDT	n.d.	n.d.	0,79	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,42	<0,10	n.d.
p, p' DDT	n.d.	<0,10	n.d.	n.d.	<0,10	<0,10	3,13	<0,10	<0,10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Σ DD's	6,01	5,41	5,51	4,81	6,08	5,10	12,98	4,91	4,25	4,51	7,03	3,02	3,74
Contenuto d' acqua %	79,2	79,3	77,7	79,8	79,0	76,8	75,5	81,6	82,0	88,4	80,0	80,8	82,4
Contenuto Lipidico %	7,4	6,9	7,6	6,3	7,2	7,0	7,1	5,9	6,2	8,9	6,2	6,3	6,5

n.d.= <0,01 ng/g p.s.

La sommatoria dei PCB varia da 5,26 (Ombrone) a 48,64 (Zinola) ng/g p.s.

Zinola risulta il sito più contaminato da PCB's; si nota comunque una contaminazione da policlorobifenili più marcata nelle stazioni Forte dei Marmi, Haven e Cornigliano (rispettivamente 25,93 ng/g p.s.; 33,86 ng/g p.s.; 27,39 ng/g p.s.) rispetto agli altri siti. Porto Ferraio, Livorno porto, Imperia, Punta S. Pietro, Piombino mostrano una contaminazione intermedia che va dai 14 ai 20 ng/g p.s.; Isola di Giannutri, Ombrone e Porto S. Stefano mostrano invece livelli di contaminazione intorno ai 10 ng/g p.s. o inferiori. Da notare che il sito prescelto come bianco, Isola di Giannutri, risulta lievemente più contaminato rispetto a Ombrone e Porto S. Stefano. L'analisi del congenere coplanare PCB 35, tossico anche a basse concentrazioni in virtù della sua capacità di oltrepassare le membrane cellulari, mostra risultati sempre al disotto del limite di rivelabilità del metodo (pari a 0,01 ng/g p.s.) ad eccezione del sito di Piombino (0,46 ng/g p.s.). Le concentrazioni rilevate dei diversi congeneri di PCB mostrano una prevalenza dei congeneri 153 (2,07-15,02 ng/g p.s.) e 138 (1,90-12,45 ng/g p.s.) (Fig. 6). Ciò è in linea con quanto normalmente osservabile in campioni biologici, nei quali questi congeneri risultano tra quelli presenti in maggiori quantità (Bayarri *et al.*, 2001).

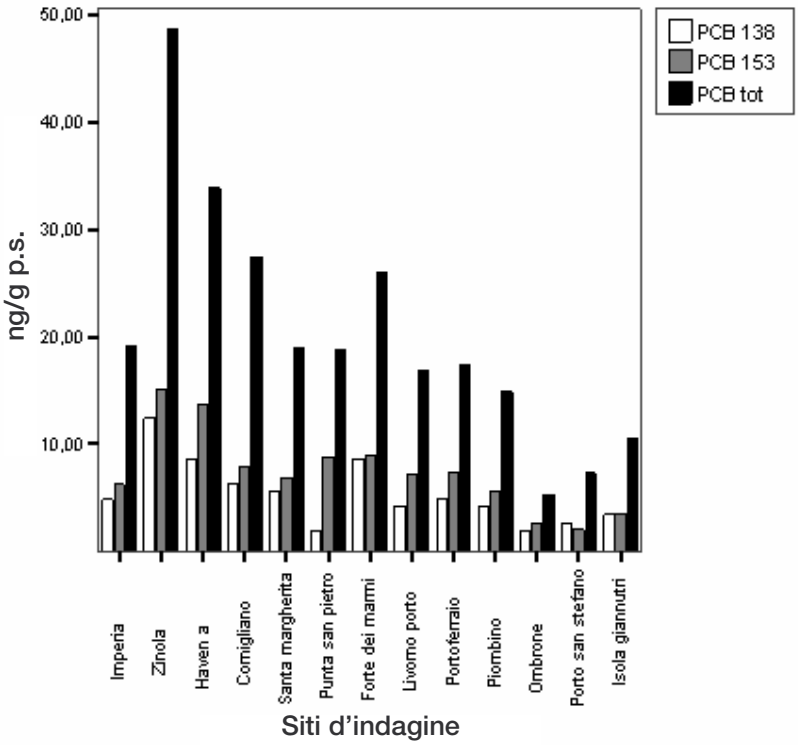


Fig. 6 - Concentrazioni di PCB 138, 153 e PCBtot in ng/g di carne secca rilevate lungo le coste liguri e toscane.

Levels of PCB 138, PCB 153 e PCBtot in ng/g of dry flesh along Ligurian and Tuscanian marine coasts.

La sommatoria dei DD's varia da 3,02 (Porto Santo Stefano) a 12,98 (Forte dei Marmi) ng/g p.s. (Fig. 7).

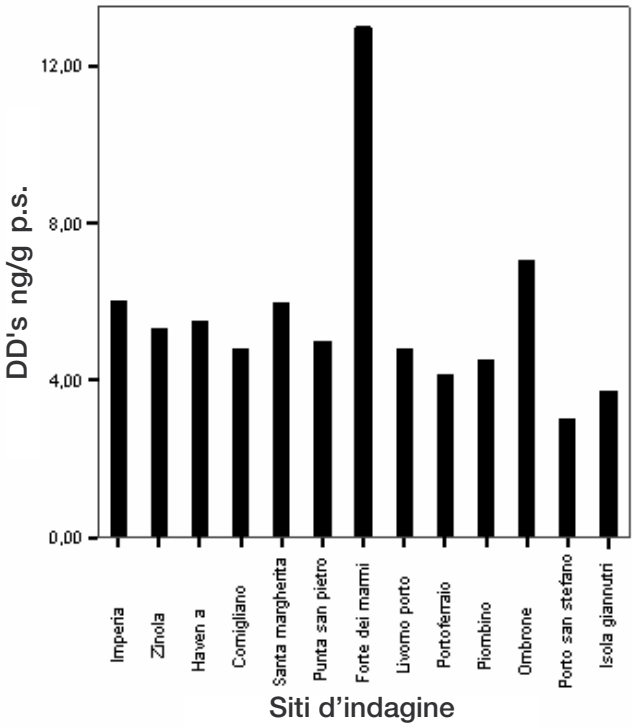


Fig. 7 - Concentrazioni di DD's in ng/g di carne secca rilevate lungo le coste liguri e toscane.
Levels of DD's in ng/g of dry flesh along Ligurian and Tuscanian marine coasts.

Analizzando i singoli isomeri, si nota che l'o,p' DDT viene rilevato nei mitili prelevati in corrispondenza della *Haven* (0,79 ng/g p.s.) e in corrispondenza della foce del fiume Ombrone (4,42 ng/g p.s.); il p,p' DDT risulta compreso tra n.d. e <0,10 ng/g p.s. (pari al limite di quantificazione del metodo) con l'unica eccezione dei mitili recuperati a Forte dei Marmi dove si registra una concentrazione di 3,13 ng/g p.s.. In tutti i campioni i metaboliti corrispondenti, DDE e DDD, sono invece presenti (*range*: n.d.-5,07 e n.d.-2,96 ng/g p.s. rispettivamente). In particolare gli isomeri o,p' DDD e o,p'DDE sono presenti in quantità inferiore rispetto agli isomeri p,p' DDD e DDE.

Il γ HCH o Lindano ha un range compreso tra n.d. e 1,23 ng/g p.s. (Piombino).

Il bioaccumulo dei contaminanti organici aumenta in funzione dell'accrescimento degli animali ed in particolare della quantità del loro tessuto grasso. Sebbene i mitili abbiano un basso contenuto lipidico, che limita la possibilità di bioaccumulo degli organici, da questo dipende la possibilità di rilevare questi contaminanti nei loro tessuti. L'accrescimento dei mitili nel periodo di posa viene

valutato attraverso l'Indice di Condizione (rapporto tra il peso secco della carne e il peso secco delle conchiglie) che indirettamente riflette il diverso livello trofico delle acque dove i mitili sono stati trapiantati. La ricerca di una correlazione tra concentrazione dei contaminanti rilevata nei tessuti (PCB's, Lindano, DD's) ed IC è finalizzata a verificare la diretta corrispondenza tra queste variabili e all'individuazione di eventuali anomalie. Una correlazione, di tipo lineare, è risultata statisticamente significativa solo per la sommatoria dei DD's (Fig. 8), indicando che ai diversi valori di concentrazione rilevati corrispondono organismi con un diverso contenuto lipidico e quindi ad uno specifico stato trofico delle acque. Il solo dato di Forte dei marmi è risultato anomalo, anche se all'interno dell'intervallo di confidenza, a dimostrare che il livello di concentrazione riscontrato non è completamente spiegato in termini di accrescimento del mollusco. Ciò potrebbe quindi indicare che nell'area indagata il livello di DD's presente nelle acque sia superiore a quello degli altri siti.

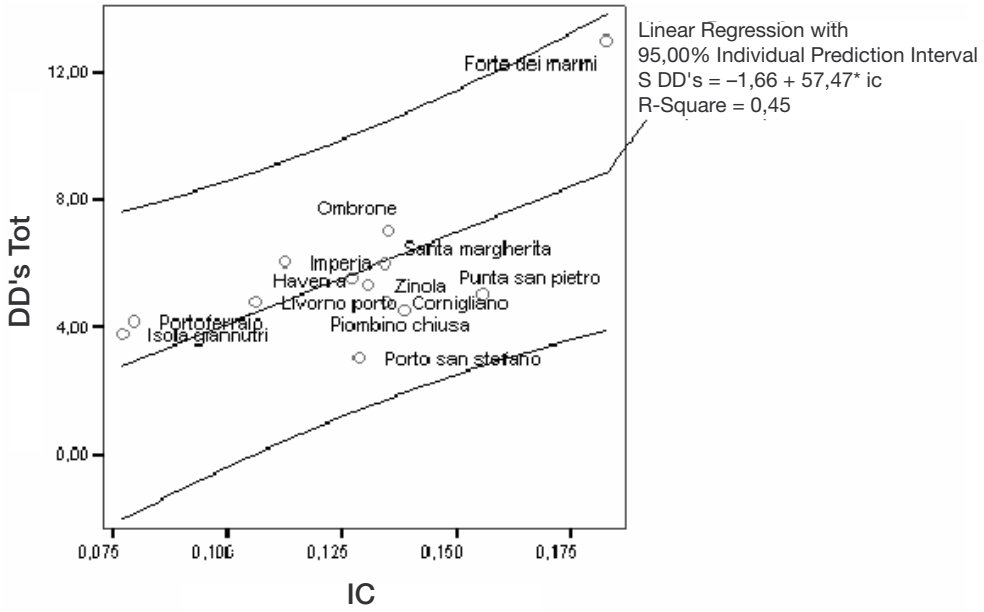


Fig. 8 - Regressione lineare concentrazione DD's in ng/g di carne secca in funzione dell'Indice di Condizione (IC).

Linear Regression DD's levels in ng/g of dry flesh versus the Condition Index (IC).

I dati ottenuti in questa prima campagna sono stati confrontati coi dati di letteratura, ed in particolare con quelli forniti dall'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA, 2003) che ha elaborato una classificazione basata sui livelli di contaminanti presenti in un numero elevato di campioni di *Mytilus galloprovincialis* del Mar Mediterraneo.

Per la Sommatoria dei congeneri di PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 e 180 espressi in mg/kg p.u., i livelli di contaminazione sono classificati come segue:

<0,003 ”bassa” contaminazione, 0,003-0,03 “moderata”, >0,03 “elevata”. Per i pesticidi la classificazione si basa sui livelli di concentrazione del Lindano e della sommatoria degli isomeri p,p’DDE + p,p’DDD ed è la seguente: 0,001-0,01 mg/kg p.u., contaminazione “moderata”.

Convertendo i dati qui presentati in modo da poterli confrontare con questa classificazione, si delinea per i PCB una situazione di contaminazione classificabile come “bassa” per le stazioni Porto Ferraio, Giannutri, Piombino, Ombrone, Porto Santo Stefano e “moderata” per tutte le altre; per quanto riguarda la contaminazione da DDT presentano livelli di concentrazione classificabile come “bassa” le stazioni di Santa Margherita, Porto Ferraio, Livorno Porto, Cornigliano, Giannutri, Piombino, Ombrone, Porto Santo Stefano, mentre le altre stazioni presentano un livello di contaminazione di poco superiore definibile come “moderata”; il Lindano presenta livelli di concentrazione “bassa” in tutti i siti considerati.

Conclusioni

I risultati ottenuti mostrano che l’approccio metodologico adottato nel programma Mytilos è idoneo ai fini del monitoraggio della qualità chimica delle acque marine costiere. Le indagini condotte nelle coste liguri e toscane evidenziano, in tutti i siti di posa, una probabile corrispondenza tra gli inquinanti rilevati ed il tipo di impatto antropico presente sul territorio.

Il “*Mussel Watch*”, in particolare come applicato in questo programma di ricerca, risulta di facile esecuzione producendo, a costi relativamente modesti, risultati attendibili, riproducibili ed internazionalmente riconosciuti. Sulla base dei risultati di Mytilos sarà possibile quindi caratterizzare, dal punto di vista chimico, le aree di indagine, fornendo agli amministratori uno strumento di analisi per una corretta gestione delle acque marino-costiere del Mediterraneo Occidentale (definizione degli interventi di tutela e risanamento) coerentemente con quanto indicato dalla Direttiva Quadro sulla qualità delle acque 2000/60 CE.

Per il 2005 Mytilos sposterà il suo interesse in altre aree del Mediterraneo Occidentale comprendendo, per l’Italia, Lazio, Campania, Calabria, Sicilia e Sardegna, ed estendendo le indagini ai radionuclidi.

Summary

Mytilos is an Interational Project with the aim of developing a surveillance network of coastal marine water quality of the North West Mediterranean Sea through bioindicators.

This work describes the methodology used: the transplation of sentinel organisms (*Mytilus galloprovincialis*), the laying and the recovery of the cages containing mussels, the integration between the results of the chemical analyses and the biometric parameters measured.

Active Mussel Watch turned out to be a suitable methodology to find the chemical contaminants present along Ligurian and Tuscanian marine coasts. Infact the levels of PCBs and pesticides are higher where there are anthropical activities connected to these types of pollutants.

PCB levels are high in Zinola, an industrial area, pesticides have been found particularly in an area like Forte dei Marmi characterized by an intense agricultural activity.

The next year surveys will be doing along the coasts of Sicily, Campania, Lazio and Sardinia; radioactive contaminants will be investigated too.

Bibliografia

ANDRAL B., STANISIERE J.Y., SAUZADE D., DAMIER E., THEBAULT H., GALGANI F., BOISSERY P. (2004) - Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Mar. Pollut. Bull.,* **49**: 704 -712.

ANDRAL B., STANISIERE J.Y. (1999) - Réseau Intégrateurs Biologiques RINBIO. *Agence de L'Eau Rhône Méditerranée*: 70 pp.

BAYARRI S., BALDASSARRI L.T., IACOVELLA N., FERRARA F., DOMENICO A.D. (2001) - PCDDs, PCDFs, PCBs and DDE in edible marine species from the Adriatic Sea. *Chemosphere,* **43**: 601-610.

DE KOCK W.C., KRAMER K.J.M. (1994) - Active biomonitoring (ABM) by translocation of bivalve molluscs. In: K.J.M. Kramer (ed), *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. CRC Press Inc.: 51-84.

DIONEX - Application note 322: Selective extraction of PCBs from fish tissue using Accelerated Solvent Extraction (ASE).

DIONEX - Application note 337: Extraction of Lipids and Polychlorinated Biphenyls from fish tissue in a single run using Accelerated Solvent Extraction (ASE).

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1996) - Method 3620B, Florisil Cleanup.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2003) - WHS6 Hazardous Substances Biota 280504. Rap. Tec.

GOLDBERG E.D. (1975) - The Mussel Watch. *Mar. Pollut. Bull.*, **6**: 111-113.

O'CONNOR T.P., CANTILLO A.Y., LAUENSTEIN G.G. (1994) - Monitoring of temporal trends in chemical contamination by the NOAA National Status and Trends Mussel Watch Project. In: K.J.M. Kramer (ed), *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*, CRC Press Inc.: 29-50.

PHILLIPS D.J.H., SEGAR D.A. (1986) - Use of bio-indicators in monitoring conservative contaminants: programme design imperatives. *Mar. Pollut. Bull.*, **1**: 10-17.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 434-445

A. Sfriso, C. Facca, P.F. Ghetti

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia,
Calle Larga, S. Marta, 2137 - 30123 Venezia, Italia.
sfrisoad@unive.it

UTILIZZO DELLE MACROALGHE E DI VARIABILI ECOLOGICHE PER LA VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ AMBIENTALE DEGLI AMBIENTI MARINI DI TRANSIZIONE

SEAWEEDS AND ENVIRONMENTAL VARIABLES TO ASSESS THE ECOLOGICAL QUALITY OF TRANSITIONAL MARINE ENVIRONMENTS

Abstract

The study of macroalgal associations and the determination of some environmental parameters are proposed for the assessment of the ecological quality of the marine transitional environments as indicated by the European Water Framework Directive (2000/60/EC). The quality index was set up in 19 sampling sites of the Venice lagoon where all the five ecological classes are present. The calibration was carried out in the Sacca di Goro, in the Po delta, and in the Lesina lagoon, whereas other measurements are in progress in the lagoon of Orbetello and in Mar Piccolo of Taranto.

Key-words: *environmental assessment, quality control, coastal lagoons, seaweeds, indicator species.*

Introduzione

Da tempo sono stati messi a punto indici per la valutazione del livello di trofia (Vollenweider e Kerekes, 1982) e dello stato di integrità ecologica di ambienti interni d'acqua dolce (Ghetti e Bonazzi, 1977; De Pauw *et al.*, 1992; Ghetti, 1997), tuttavia questi non sono applicabili agli ambienti marini costieri e agli ambienti di transizione come estuari, baie e lagune per l'estrema variabilità ambientale associata soprattutto al variare del gradiente salino.

Da almeno un ventennio, innumerevoli studi interdisciplinari, sia a livello nazionale che internazionale, si occupano dello studio delle problematiche legate allo stato di eutrofizzazione (Rijstenbil e Haritonidis, 1993; Sfriso *et al.*, 1992; Marcomini *et al.*, 1995; Morand e Briand, 1996; Schramm e Nienhuis, 1996; Sfriso *et al.*, 2000; e riferimenti inclusi nei vari lavori) e di qualità ambientale (Rijstenbil e Haritonidis, 1993; Haritonidis e Malea 1999; Malea e Haritonidis, 2000; Caliceti *et al.*, 2002 e riferimenti inclusi in tutti i lavori) tuttavia l'approccio non è quasi mai stato finalizzato alla messa a punto di descrittori comuni od intercambiabili in funzione degli ambienti considerati, sia per la difficoltà di disporre di set di dati relativi a variabili comuni che per la difficoltà di considerare contemporaneamente situazioni profondamente diverse. Recentemente diversi autori hanno cercato di mettere a punto degli indici trofici per gli ambienti marini costieri (Giovanardi e Tromellini, 1992; Ignatides *et al.*, 1992; Innamorati e Giovanardi, 1992, Vollenweider *et al.*, 1998) e l'ANPA (Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente) ha diffuso un testo (Montanari *et al.*, 2000) che riassume le basi metodologiche per la creazione di indici trofici per tali ambienti e ha verificato i primi risultati e le problematiche di applicazione del TRIX (indice di

stato trofico) e del TRBIX (indice di torbidità). Da questo testo emerge che i tentativi di formulazione di un indice di trofia riguardano essenzialmente l'ambiente marino costiero a una certa distanza dalla linea di costa dove i produttori primari sono rappresentati dal fitoplancton e sono basati quasi esclusivamente sulla determinazione ed integrazione matematica di alcune variabili ambientali come le concentrazioni di azoto e fosforo, di ossigeno disciolto e di clorofilla a (biomassa fitoplanctonica) tenendo conto in taluni casi della trasparenza dell'acqua (Disco Secchi). Questi indici tuttavia non sono idonei, o sono del tutto insufficienti, per la valutazione dello stato di trofia o della qualità ecologica degli ambienti marini costieri e tanto meno sono applicabili agli ambienti di transizione come estuari e lagune dove la variabilità dei parametri ambientali è molto elevata e spesso i principali produttori primari sono rappresentati dalle macrofite: macroalghe e fanerogame marine.

Tenendo conto di queste difficoltà e in applicazione della Direttiva Europea sulle Acque (2000/60/EC) per la classificazione degli ambienti di transizione in 5 classi di "Stato Ecologico" (Pessima, Scadente, Sufficiente, Buona ed Elevata) alcuni ricercatori hanno cercato di utilizzare le comunità bentoniche (Borja *et al.*, 2000, 2003, 2004) e le comunità macroalgali (Orfanidis *et al.*, 2001, 2003; Panayotidis *et al.,* 2004; Sfriso *et al.,* 2002; Sfriso e La Rocca, 2005) ottenendo risultati apprezzabili. Tuttavia gli indici basati solo sullo studio delle comunità macrobentoniche appaiono improponibili per l'enorme attività di campo e di laboratorio, per la loro complessità e per i costi proibitivi mentre quelli basati sullo studio della sola componente macroalgale anche se più semplici e meno laboriosi sono stati messi a punto in realtà ambientali medio-alte di alcune coste greche o sono stati applicati solo ad alcune stazioni della laguna veneta. Manca una validazione in presenza di condizioni alterate o in altri ambienti similari.

Col presente lavoro si propone di valutare la qualità degli ambienti di transizione del Mediterraneo mediante l'applicazione di una terna di indici intercalibrati tra loro in differenti ambienti di transizione e basati prevalentemente sullo studio della composizione tassonomica e sulla valenza ecologica delle macroalghe (MaQI = Macroalgal Quality Index) e sulla determinazione di alcune variabili ambientali.

Materiali e metodi

Aree di Studio

Nella laguna di Venezia sono state campionate 19 stazioni (Fig. 1a) con frequenza mensile per un anno. Sono state considerate sia aree alterate presso la zona industriale di Porto Marghera e i centri urbani di Venezia e del Lido che aree ad elevata qualità ambientale.

Nella laguna di Lesina sono state scelte 5 stazioni di cui una (Canale Schiapparo) in uno dei due canali di comunicazione col mare mentre nella Sacca di Goro le aree di studio sono 4 (Fig. 1a, b). Queste sono state campionate in maggio e in luglio 2004.

La classificazione delle 28 stazioni è stata effettuata sulla base delle macroalghe campionate in ogni singola stazione. Per Venezia, in cui sono disponibili centinaia di pubblicazioni sul livello di trofia e di inquinamento da inquinanti inorganici (metalli pesanti) ed organici (DDT, PCB, IPA, Pesticidi, Diossine, Furani, detergenti), per valutare la valenza ecologica delle macroalghe si è tenuto conto del

generale stato di contaminazione dell'ambiente. Per Goro e Lesina, per cui questi dati mancano, si sono tenuti in considerazione soprattutto lo stato di ossigenazione dell'ambiente e le variazioni stagionali di alcuni parametri come la salinità, la torbidità e la concentrazione di nutrienti. La valutazione dei parametri ambientali è stata fondamentale per una corretta classificazione, soprattutto quando le macroalghe presentavano un numero di taxa troppo esiguo (<10).

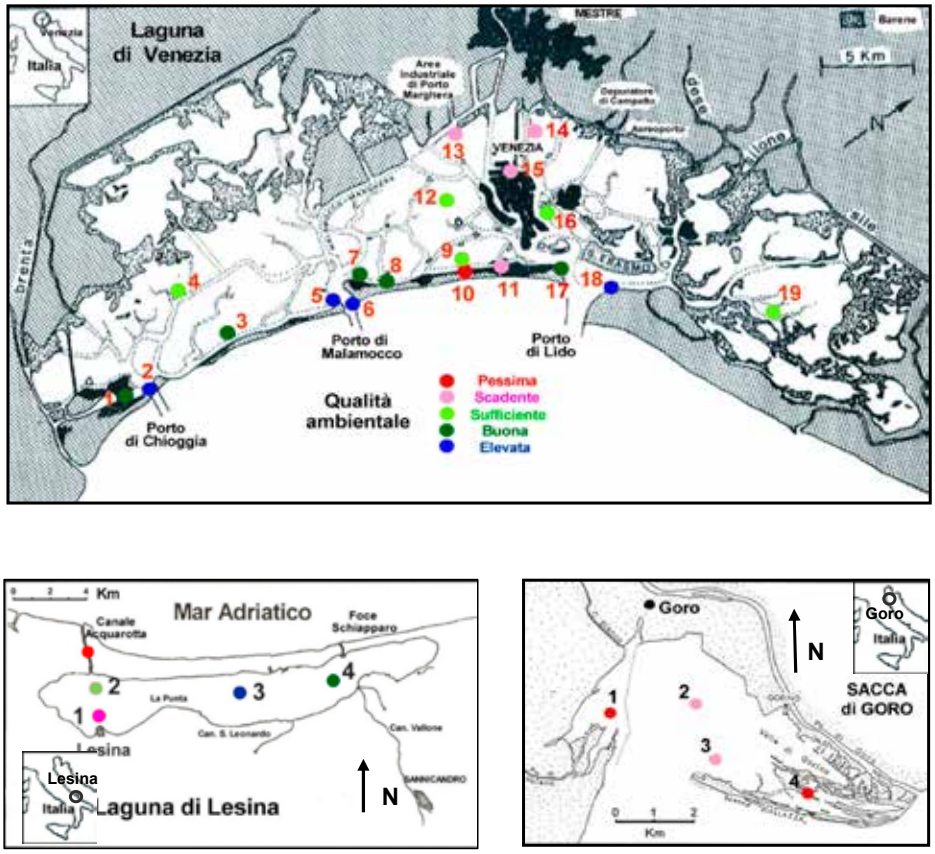


Fig. 1 - a) Laguna di Venezia con stazioni di campionamento e loro classificazione, b) Laguna di Lesina e Sacca di Goro con le stazioni di campionamento e loro classificazione.
a) Lagoon of Venice with the classified sampling sites, b) Lagoon of Lesina and Sacca di Goro with the classified sampling sites.

Indici

Vengono proposti tre indici diversi e parzialmente complementari.

Il primo indice "Rapporto R/C" è di tipo tassonomico ed è basato sul semplice rapporto tra il numero delle Rhodophyceae (alghe rosse) e delle Chlorophyceae (alghe verdi). Non richiede una precisa classificazione sistematica delle specie rin-

venute ed è abbastanza preciso purché sia garantita la presenza di almeno una decina di taxa. Fornisce un valore numerico che per gli ambienti di transizione finora considerati è compreso tra 0 e 2,4. Pertanto la classificazione delle stazioni qui considerate è stata suddivisa in 5 classi il cui punteggio è stato suddiviso in 5 intervalli uguali e progressivi (0-0,48 = qualità pessima, 0,48-0,96 = q. scadente; 0,96-1,43 = q. sufficiente; 1,43-1,91 = q. buona e 1,91-2,39 = q. elevata).

Il secondo indice "Indice Numerico Medio" è di tipo qualitativo e tiene conto della valenza ecologica (0, 1, 2) dei 205 taxa (55 Chlorophyceae, 43 Phaeophyceae, 107 Rhodophyceae) rinvenuti nel 2004 nelle aree di studio (Tab. 1). Questo punteggio, successivamente, sarà esteso a tutte le macroalghe che saranno rinvenute in altri ambienti di transizione del Mediterraneo come la laguna di Orbetello e il Mar Piccolo di Taranto, attualmente oggetto di indagine mentre per altre lagune si farà ricorso alla letteratura.

Tab. 1 - Classificazione preliminare della valenza ecologica delle macroalghe trovate nelle aree di studio di Venezia, Lesina e Goro.

Preliminar ecological classification of seaweeds found in the studied areas at Venice, Goro and Lesina.

CHLOROPHYCEAE	
Blidingia marginata (J. Agardh) P. J. L. Dangeard *ex* Bliding	0
Blidingia minima (Nägeli *ex* Kützing) Kylin	0
Blidingia ramifera (Bliding) Garbary & Barkhouse	0
Blidingia subsalsa (Kjellman) Kornmann & Sahling *ex* Scagel	0
Bryopsis corymbosa J. Agardh	1
Bryopsis cupressina J. V. Lamouroux var. *adriatica* (J. Agardh) M. J. Wynne	0
Bryopsis cupressina J. V. Lamouroux var. *cupressina*	0
Bryopsis duplex De Notaris	2
Bryopsis feldmannii Gallardo & G. Furnari	1
Bryopsis hypnoides J. V. Lamouroux	1
Bryopsis muscosa J. V. Lamouroux	1
Bryopsis plumosa (Hudson) C. Agardh	1
Bryopsis cfr. *secunda* J. Agardh	1
Chaetomorpha aerea (Dillwyn) Kützing	0
Chaetomorpha linum (O. F. Müller) Kützing	2
Chaetomorpha mediterranea (Kützing) Kützing	0
Cladophora albida (Nees) Kützing	1
Cladophora fracta (O.F. Müller *ex* Vahl) Kützing	1
Cladophora glomerata (Linnaeus) Kützing	1
Cladophora hutchinsiae (Dillwyn) Kützing	2
Cladophora laetevirens (Dillwyn) Kützing	0
Cladophora lehmanniana (Lindenberg) Kützing	1
Cladophora liniformis Kützing	2
Cladophora prolifera (Roth) Kützing	2
Cladophora ruchingeri (C. Agardh) Kützing	1
Cladophora rupestris (Linnaeus) Kützing	1
Cladophora sericea (Hudson) Kützing	0
Cladophora vadorum (Areschoug) Kützing	0
Cladophora vagabunda (Linnaeus) C. Hoek	0
Codium fragile (Suringar) Hariot subsp. *tomentosoides* (Goor) P. C. Silva	1
Derbesia tenuissima (Moris & De Notaris) P. & H. Crouan	0

Enteromorpha multiramosa Bliding [*nomen illegitimum*]	0
Entocladia leptochaete (Huber) Burrows	0
Entocladia viridis Reinke	0
Gayralia oxysperma (Kützing) K. L. Vinogradova *ex* Scagel & *al.*	1
Monostroma obscurum (Kützing) J. Agardh	2
Pedobesia simplex (Meneghini *ex* Kützing) M.J. Wynne & Leliaert	0
Pringsheimiella scutata (Reinke) Höhnel *ex* Markewianka	0
Pseudobryopsis myura (J.Agardh) Berthold	1
Rhizoclonium tortuosum (Dillwyn) Kützing	0
Ulothrix flacca (Dilllwyn) Thuret	0
Ulothrix implexa (Kützing) Kützing	0
Ulva clathrata (Roth) C. Agardh	0
Ulva compressa Linnaeus	0
Ulva curvata (Kützing) De Toni	0
Ulva fasciata Delile	0
Ulva flexuosa Wulfen	0
Ulva kylinii (Bliding) Hayden & *al.*	0
Ulva laetevirens Areschoug	0
Ulva linza Linnaeus	0
Ulva prolifera O.F. Müller	0
Ulva ralfsii (Harvey) Le Jolis	0
Ulva rotundata Bliding	0
Ulvella lens P.& H. Crouan	0
Valonia aegagropila C. Agardh	2

PHAEOPHYCEAE

Asperococcus bullosus J.V. Lamouroux	1
Asperococcus ensiformis (Delle Chiaje) M.J. Wynne	0
Asperococcus fistulosus (Hudson) Hooker	0
Cladosiphon zosterae (J. Agardh) Kylin	2
Colpomenia sinuosa (Mertens *ex* Roth) Derbès & Solier	1
Corynophlaea umbellata (C. Agardh) Kützing	1
Cystoseira barbata (Stackhouse) C. Agardh	1
Cystoseira compressa (Esper) Gerloff & Nizamuddin	2
Desmarestia viridis (O. F. Müller) J.V. Lamouroux	0
Dictyopteris polypodioides (A.P. De Candolle) J.V. Lamouroux	2
Dictyota dichotoma (Hudson) J.V. Lamoroux var. *dichotoma*	1
Dictyota dichotoma (Hudson) J.V. Lamoroux var. *intricata* (C. Agardh) Greville	1
Dictyota linearis (C. Agardh) Greville	1
Ectocarpus fasciculatus Harvey	0
Ectocarpus siliculosus (Dillwyn) Lyngbye var. *hiemalis* (P. *et* H. Crouan *ex* Kjellman) Gallardo	1
Ectocarpus siliculosus (Dillwyn) Lyngbye var. *arctus* (Kützing) Gallardo	0
Ectocarpus siliculosus (Dillwyn) Lyngbye var. *crouaniorum* (Thuret) Gallardo	0
Ectocarpus siliculosus (Dillwyn) Lyngbye var. *siliculosus*	0
Feldmannia irregularis (Kützing) Hamel	1
Fucus virsoides J. Agardh	2
Hincksia granulosa (J.E. Smith) P.C. Silva	1
Hincksia mitchelliae (Harvey) P.C. Silva	0
Hincksia ovata (Kjellman) P.C. Silva	1
Hincksia sandriana (Zanardini) P.C. Silva	1
Hincksia secunda (Kützing) P.C. Silva	1
Kuckuckia spinosa (Kützing) Kornmann	1
Leptonematella fasciculata (Reinke) P.C. Silva	0
Myrionema strangulans Greville	1
Petalonia fascia (Müller) Kuntze	1

Petalonia zosterifolia (Reinke) Kuntze 1
Protectocarpus speciosus (Børgesen) Kornmann 1
Punctaria latifolia Greville 0
Punctaria tenuissima (C. Agardh) Greville 2
Pilayella littoralis (Linnaeus) Kjellman 1
Sargassum muticum (Yendo) Fensholt 1
Scytosiphon dotyi M.J. Wynne 0
Scytosiphon lomentaria (Lyngbye) Link 0
Sorocarpus sp. 1
Stictyosiphon adriaticus Kützing 0
Stictyosiphon soriferus (Reinke) Rosenvinge 2
Striaria attenuata (C. Agardh) Greville 0
Taonia pseudociliata (J. V. Lamouroux) Nizamuddin & Godeh 2
Undaria pinnatifida (Harvey) Suringar 0

RHODOPHYCEAE

Acrosorium ciliolatum (Harvey) Kylin 1
Agardhiella subulata (C.Agardh) Kraft & Wynne 1
Aglaothamnion caudatum (J. Agardh) Feldmann-Mazoyer 2
Aglaothamnion feldmanniae Halos 1
Aglaothamnion tenuissimum (Bonnemaison) Feldmann-Mazoyer 1
Alsidium corallinum C. Agardh 2
Anotrichium furcellatum (J. Agardh) Baldock 2
Antithamnion cruciatum (C. Agardh) Nägeli 1
Antithamnion pectinatum (Montagne) Brauner *ex* Athanasiadis & Tittley 1
Antithamnionella spirographidis (Schiffner) E. M. Wollaston 1
Audouinella daviesii (Dillwyn) Woelkerling 1
Audouinella microscopica (Nägeli *ex* Kützing) Woelkerling 1
Audouinella saviana (Meneghini) Woelkerling 1
Audouinella virgatula (Harvey) P. S. Dixon 1
Bangia atropurpurea (Roth) C. Agardh 1
Callithamnion corymbosum (J. E. Smith) Lyngbye 1
Callithamnion tetragonum (Withering) S.F. Gray 1
Catenella caespitosa (Withering) L. Irvine 1
Caulacanthus ustulatus (Turner) Kützing 1
Centroceras clavulatum (C. Agardh) Montagne 2
Ceramium ciliatum (J. Ducluzeau) var. *ciliatum* 2
Ceramium ciliatum (J. Ducluzeau) var. *robustum* (J. Agardh) Feldmann-Mazoyer 2
Ceramium circinatum (Kützing) J. Agardh 2
Ceramium codii (H. Richards) Feldmann-Mazoyer 2
Ceramium deslongchampii Chauvin *ex* Duby 1
Ceramium flaccidum (Kützing) Ardissone 2
Ceramium siliquosum (Kützing) Maggs & Hommersand var. *siliquosum* 1
Ceramium siliquosum (Kützing) Maggs & Hommersand var. *zostericola* (Feldmann-Mazoyer) G. Furnari 1
Ceramium tenerrimum (G. Martens) Okamura 2
Ceramium virgatum Roth 1
Chondracanthus acicularis (Roth) Fredericq 2
Chondracanthus teedei (Roth) J.V. Lamouroux 2
Chondria capillaris (Hudson) M. J. Wynne 1
Chondria coerulescens (J. Agardh) Falkenberg 2
Chondria dasyphylla (Woodward) C. Agardh 2
Chondrophycus papillosus (C. Agardh) Garbary & Harper 2
Chylocladia verticillata (Lightfoot) Bliding 2
Corallina elongata J. Ellis & Solander 2
Corallina officinalis Linnaeus 2

Cruoria cruoriaeformis (P. & H. Crouan) Denizot	1
Cryptonemia lomation (A. Bertoloni) J. Agardh	2
Dasya baillouviana (S. G. Gmelin) Montagne	1
Dasya punicea (Zanardini) Meneghini *ex* Zanardini	2
Erythrotrichia carnea (Dillwyn) J. Agardh	1
Gastroclonium reflexum (Chauvin) Kützing	2
Gelidium crinale (Turner) Gaillon	2
Gelidium pusillum (Stackhouse) Le Jolis	0
Gelidium spathulatum (Kützing) Bornet	0
Gracilaria armata (C. Agardh) Greville	0
Gracilaria bursa-pastoris (S.G. Gmelin) P.C. Silva	2
Gracilaria dura (C. Agardh) J. Agardh	1
Gracilaria cfr. *gracilis* (Stackhouse) Steentoft, Irvine & Farnham	0
Gracilaria longa Gargiulo, De Masi & Tripodi	0
Gracilariopsis longissima (S.G.Gmelin) Steentoft, L. M. Irvine & Farnham	0
Grateloupia dichotoma J. Agardh	2
Grateloupia filicina (J.V. Lamouroux) C. Agardh	2
Grateloupia turuturu Yamada	0
Griffithsia schousboei Montagne	2
Gymnogongrus griffithsiae (Turner) Martius	0
Haliptilon squamatum (Linnaeus) H.W.Johansen, L.M. Irvine & A.M. Webster	2
Halymenia floresia (Clemente) C. Agardh	2
Heterosiphonia japonica Yendo	2
Hildenbrandia rubra (Sommerfelt) Meneghini	2
Hydrolithon farinosum (J.V. Lamouroux) Penrose & Chamberlain	1
Hypnea musciformis (Wulfen) J. V. Lamouroux	2
Hypnea cfr. *valentiae* (Tumer) Montagne	2
Laurencia obtusa (Hudson) J.V. Lamouroux	2
Lithophyllum pustulatum (J.V. Lamouroux) Foslie	2
Lomentaria clavellosa (Thurner) Gaillon var. *clavellosa* f. *reducta* Ercegović	1
Lomentaria clavellosa (Turner) Gaillon	1
Lomentaria ercegovicii Verlaque, Boudouresque, Meinesz, Giraud & Marcot-Coqueugniot	2
Lomentaria hakodatensis Yendo	2
Lomentaria uncinata Meneghini *ex* Zanardini	1
Nemalion helminthoides (Velley) Batters	2
Neosiphonia elongella (Harvey) M.S. Kim & I.K. Lee	0
Neosiphonia harveyi (J.W. Bailey) Kim & *al.*	1
Nitophyllum punctatum (Stackhouse) Greville	2
Osmundea truncata (Kützing) K.W. Nam & Maggs	2
Phyllophora sicula (Kützing) Guiry *et* L.M. Irvine	2
Plenosporium borreri (J.E. Smith) Nägeli	0
Pneophyllum fragile Kützing	1
Polysiphonia breviarticulata (C. Agardh) Zanardini	0
Polysiphonia denudata (Dillwyn) Greville *ex* Harvey	1
Polysiphonia deusta (Roth) Sprengel	1
Polysiphonia elongata (Hudson) Sprengel	0
Polysiphonia fibrillosa (Dillwyn) Sprengel	0
Polysiphonia flocculosa (C. Agardh) Endlicher	2
Polysiphonia fucoides (Hudson) Greville	2
Polysiphonia furcellata (C. Agardh) Harvey	0
Polysiphonia morrowii Harvey	1
Polysiphonia sanguinea (C. Agardh) Zanardini	0
Porphyra leucosticta Thuret	1
Porphyra linearis Greville	1
Pterothamnion crispum (Ducluzeau) Nägeli	2

Pterothamnion plumula (J. Ellis) Nägeli	2
Radicilingua reptans (Kylin) Papenfuss	2
Radicilingua thysanorhizans (Holmes) Papenfuss	1
Rhodophyllis divaricata (Stackhouse) Papenfuss	1
Rhodymenia ardissonei Feldmann	1
Rhodymenia ligulata Zanardini	1
Rytiphlaea tinctoria (Clemente) C. Agardh	2
Sahlingia irregularis (Rosenvinge) Kornmann	1
Sahlingia subintegra (Rosenvinge) Kornmann	1
Spermothamnion repens (Dillwyn) Rosenvinge	1
Spyridia filamentosa (Wulfen) Harvey	1
Stylonema alsidii (Zanardini) K. M. Drew	1
Stylonema cornu-cervi Reinsch	1

Tenendo conto della mole di conoscenze acquisite per la laguna veneta viene assegnato un punteggio 0 alle specie con maggior diffusione negli ambienti di qualità inferiore (Zona industriale di Porto Marghera, rii veneziani, etc.) ma che sono presenti, ma non dominanti, anche nelle aree a qualità elevata come le aree meno inquinate o colonizzate dalle fanerogame marine (es. Ulvaceae), un punteggio 1 alle specie che non mostrano significative preferenze per l'uno o l'altro tipo di ambiente e un punteggio 2 alle specie con maggior diffusione negli ambienti a qualità elevata o che mancano negli ambienti alterati. Questo indice è in larga misura indipendente dal numero di specie rinvenute, purchè non inferiore a 10, ma richiede una profonda conoscenza della valenza ecologica delle singole specie e la difficoltà risiede nell'assegnare un punteggio alle specie rinvenute solo occasionalmente. Per i dati finora acquisiti il valore numerico varia tra 0 e ca. 1 (con intervalli di ca. 0,21 per ogni singola classe di qualità).

Il terzo indice (Indice Ecologico) è prevalentemente qualitativo, non dà risultati numerici ma inquadra l'area considerata in un determinato livello di qualità in base alla presenza/assenza o dominanza di alcune specie della comunità di macrofite, che comprende sia le macroalghe che le fanerogame marine, e alla variabilità stagionale di certi parametri ambientali come la concentrazione di ossigeno disciolto, la trasparenza, la salinità e le concentrazioni di nutrienti. Questo indice integra i due precedenti quando questi sono di difficile applicazione per l'assenza o la presenza di un numero troppo basso di macroalghe. Quando sarà definitivamente messo a punto potrà sostituire completamente i primi 2 indici e si baserà sulla conoscenza di pochi generi e specie e sulla valutazione di alcuni parametri ambientali.

L'inquadramento di un'area di studio in un certo livello di qualità ambientale, eccetto per alcuni casi delle classi estreme (pessima ed elevata) viene sempre indicato da un binomio di classi in cui la prima classe indica la qualità in cui ricade il valore numerico trovato e la seconda quella a questa più vicina. Pertanto se utilizzando l'indice R/C ottengo un valore di 0,9 (Figg. 2, 3) l'area in questione sarà classificata dal binomio "scadente/sufficiente". Nel caso il valore numerico nella prima ed ultima classe ricadano al di sotto o al di sopra della metà del valore della classe considerata la qualità dell'area in questione sarà classificata solamente come qualità pessima od elevata. Nello stesso modo si procede per tutti gli altri casi e utilizzando l'indice numerico medio.

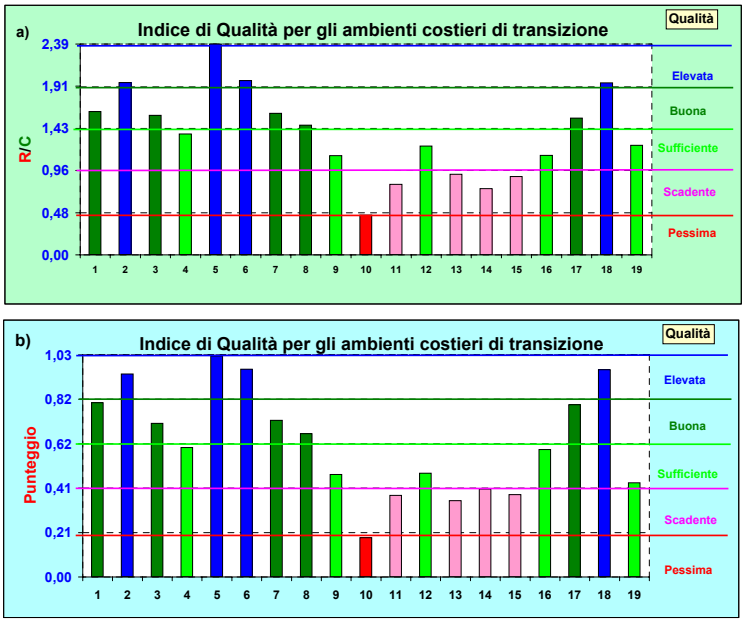


Fig. 2 - Classificazione delle stazioni della laguna di Venezia in 5 classi di qualità utilizzando il rapporto R/C (a) e l'indice numerico medio (b).

Quality classification of the Venice lagoon samplig sites in 5 ecological categories by applying R/C ratio (a) and the mean numerical index (b).

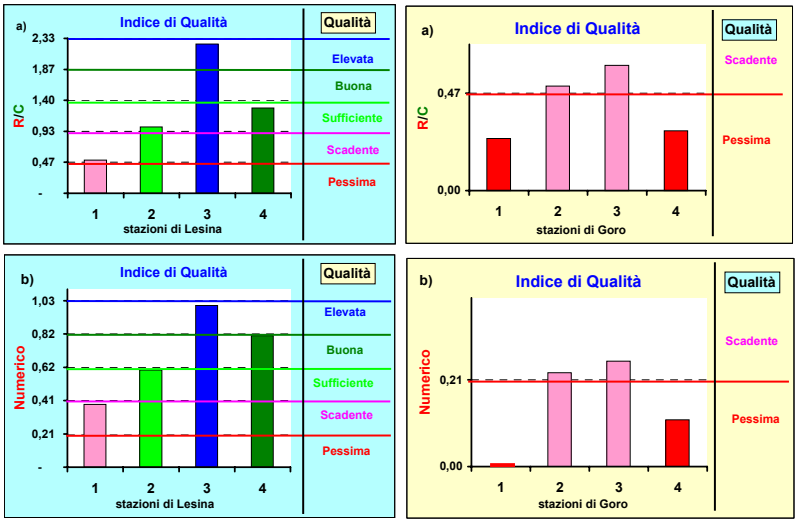


Fig. 3 - Classificazione delle stazioni della laguna di Lesina e nella Sacca di Goro in 5 classi di qualità utilizzando il rapporto R/C corretto (a) e l'indice numerico medio (b).

Quality classification of the Lesina and Sacca di Goro samplig sites in 5 ecological categories by applying the corrected R/C ratio (a) and the mean numerical index (b).

Risultati

I risultati ottenuti per le stazioni veneziane sono riportati in Fig. 2. Sostanzialmente l'indice R/C e l'indice numerico medio danno risultati simili inquadrando le stazioni considerate nelle stesse classi di qualità. La qualità risulta buona-elevata in quasi tutto il bacino sud mentre il bacino centrale e quello nord presentano molte aree di qualità scadente o pessima.

Risultati simili sono stati ottenuti per le stazioni di Lesina e Goro (Fig. 3). Tuttavia mentre a Lesina si hanno condizioni di qualità buona ed elevata in gran parte della laguna ad eccezione delle stazioni 1 e 2 presso il centro abitato e del canale Acquarotta sottoposto ad elevate variazioni stagionali di molte variabili ambientali, nella Sacca di Goro la qualità è pessima o scadente in tutte le stazioni considerate che appaiono fortemente influenzate dalle continue fluttuazioni dei carichi di nutrienti ed inquinanti provenienti dal Po.

In alcune stazioni come i canali di comunicazione col mare a Lesina e la stazione 1, presso il Po di Volano nella Sacca di Goro le macroalghe sono praticamente assenti e i pochi taxa rinvenuti (0-3) non permettono di inquadrare la qualità ambientale se non facendo ricorso al terzo indice: l'Indice Ecologico, che in base all'elevata fluttuazione di molti parametri ambientali e al loro perdurare per lunghi periodi ci fa inquadrare le stazioni considerate nella classe di qualità più bassa.

Conclusioni

La valutazione della qualità ambientale degli ambienti marini di transizione può essere effettuato basandoci esclusivamente sul campionamento delle macroalghe (Rapporto Rhodophyceae/Chlorophyceae, Indice Numerico Medio) purchè siano presenti almeno una decina di taxa altrimenti bisogna considerare anche le variazioni dello stato di ossigenazione, della salinità, della trasparenza e delle concentrazioni di nutrienti. Data la complessità delle determinazioni tassonomiche, della valutazione della valenza ecologica delle singole specie e della presenza di molte aree pressoché prive di vegetazione attualmente è in fase di messa a punto un indice "Indice Ecologico" basato sulla determinazione di poche specie o generi di macroalghe e fanerogame marine e sulle principali caratteristiche ecologiche delle aree di studio. Inoltre, una volta effettuata la messa a punto dell'indice con più ambienti di transizione italiani, sarà sufficiente un solo campionamento effettuato preferibilmente in primavera-estate per ottenere l'inquadramento dell'area di studio con un'incertezza minima e compresa dentro il binomio di classi in cui ogni area viene inquadrata. Attualmente sono in corso campionamenti anche nella laguna di Orbetello e nel Mar Piccolo di Taranto.

Summary

This paper presents the results obtained by applying the Macroalgal Quality Index (MaQI) for the classification of the marine transitional environments in 5 classes of ecological quality: bad, low, moderate, good and high, as indicated in the text of the European Water Framework Directive (2000/60/EC). The index is the combination of three complementary indices which can be employed independently, according to the environmental conditions. Two of them produce numerical results which are significantly correlated each other and based on the macroalgal taxonomic composition and their ecological relevance. The third is mainly a qualitative index based on the presence/absence of some taxa or macroalgal associations and on the variability of some environmental variables. The MaQI was set up in

19 sampling sites of the Venice lagoon where all the five ecological classes are present. The calibration was carried out in the Sacca di Goro, in the Po delta, and in the Lesina lagoon, whereas other measurements are in progress in the lagoon of Orbetello and in Mar Piccolo at Taranto.

Ringraziamenti

Porgiamo i nostri migliori ringraziamenti al Prof. Giaccone e ai referee anonimi per gli utili suggerimenti espressi nel revisionare il lavoro.

Bibliografia

BORJA A., FRANCO J., PÉREZ V. (2000) - A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.*, **12**: 1100-1114.

BORJA A., MUXIKA I., FRANCO J. (2003) - The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Mar. Poll. Bull.*, **46**: 835-845.

BORJA A., FRANCO J., VALENCIA V., BALD J., MUXIKA I., BELZUNCE M.J., SOLAUN O. (2004) - Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Mar. Poll. Bull.*, **48**: 209-218.

CALICETI M., ARGESE E., SFRISO A., PAVONI B. (2002) - Heavy metal contamination in seaweeds of the lagoon of Venice. *Chemosphere*, **47**: 443-454.

DE PAUW N., GHETTI P.F., MANZINI P., SPAGGIARI R. (1992) - Biological assessment methods for running waters. *River Water Quality–Ecological Assessment and Control*.

GHETTI P.F. (1997) - Indice Biotico Esteso (E.B.I) - I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Manuale di applicazione. Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, Provincia di Trento: 222 pp.

GHETTI P.F., BONAZZI G. (1977) - A comparison between various criteria for the interpretation of biological data in the analysis of the quality of running waters. *Water Research*, **11**: 819-831.

GIOVANARDI F., TROMELLINI E. (1992) - Statistical assessment of trophic conditions. Application of the OECD Methodology to the Marine Environment. *Proc. Int. Conf. Marine Coastal Eutrophication. Sci. Total Environ.* (Suppl.): 211-233.

HARITONIDIS S., MALEA P. (1999) - Bioaccumulation of metals by the green alga *Ulva rigida* from thermaoikos Gulf, Greece. *Environmental Pollution*, **104**: 365-372.

IGNATIDES L., KARYDIS M., VOUNATSOU P. (1992) - A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophication based on nutrient concentration scales. *Mar. Poll. Bull.*, **24**: 238-243.

INNAMORATI M., GIOVANARDI F. (1992) - Interrelationship between phytoplankton biomass and nutrients in the eutrophied areas of the Northwestern Adriatic Sea. *Proc. Int. Conf. Marine Coastal Eutrophication, Sci Total Environ.* (Suppl.): 235-250.

MALEA P., HARITONIDIS S. (2000) - Use of the green alga *Ulva rigida* C. Agardh as an indicator species to reassess metal pollution in the Thermaikos Gulf, Greece, after 13 years. *J. Appl. Phycol.,* **12**: 169-176.

MARCOMINI A., SFRISO A., PAVONI B., ORIO A.A. (1995) - Eutrophication of the lagoon of Venice: nutrient loads and exchanges. In: Mc Comb A.J. (ed), *Eutrophic Shallow Estuaries and Lagoons*, CRC Press, Boca Raton, Fl., U.S.A: 59-80.

MONTANARI G., GIOVANARDI F., MELLEY A. (2000) - Gli indicatori trofici per le acque marine costiere. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente. Centro Tematico Nazionale Acque Interne e Marino Costiere: 60 pp.

MORAND P., BRIAND X. (1996) - Excessive growth of macroalgae: A symptom of environmental disturbance. *Botanica Marina*, **39**: 491-516.

ORFANIDIS S., PANAYOTIDIS P., STAMATIS N. (2001) - Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Sciences,* **2/2**: 45-65.

ORFANIDIS S. PANAYOTIDIS P., STAMATIS N. (2003) - An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators*, **3**: 27-33.

PANAYOTIDIS P., MONTESANTO B., ORFANIDIS S. (2004) - Use of low-budget monitoring of macroalgae to implement the European Water Framework Directive. *Journal of Applied Phycology*, **16**: 49-59.

RIJSTENBIL J.W., HARITONIDIS S. (1993) - *Macroalgae, eutrophication and trace metal cycling in estuaries and lagoons*. Institute of Botany, Thessaloniki, Greece: 167 pp.

SCHRAMM W., NIENHUIS P.H. (1996) – *Marine benthic vegetation. Recent changes and the effects of eutrophication*. Springer-Verlag, Berlin: 473 pp.

SFRISO A., LA ROCCA B. (2005) - Aggiornamento di taxa macroalgali nei litorali e nei bassofondali della laguna di Venezia. *Lavori Soc. Ven. Sc. Nat*., **30**: 45-58.

SFRISO A., PAVONI B., ORIO A.A. (2000) - Chapter 18. Flora and macroalgal biomass production in different nutrient-enriched areas of the Venice lagoon. In: Lasserre P., Marzollo A. (eds), *The Venice Lagoon ecosystem. Inputs and interactions between land and sea*. Parthenon Publishing. Carnforth, UK.: 315-338.

SFRISO A., LA ROCCA B., GODINI E. (2002) - Inventario di taxa macroalgali in tre aree della laguna di Venezia a differente livello di trofia. *Lavori Soc. Ven. Sc. Nat*., **27**: 85-99.

SFRISO A., PAVONI B., MARCOMINI A., ORIO A.A. (1992) - Macroalgae, nutrient cycles and pollutants in the lagoon of Venice. *Estuaries*, **15**: 517-528.

VOLLENWEIDER R.A., KEREKES J.J. (1982) - *Eutrophication of Waters, Monitoring Assessment and Control*. O.E.C.D. Paris: 154 pp.

VOLLENWEIDER R.A., GIOVANARDI F., MONTANARI G., RINALDI A. (1998) - Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters, with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, **9**: 329-357.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 446-455

L. Tunesi, S. Agnesi, S. Clò, T. Di Nora, G. Mo

ICRAM, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
l.tunesi@icram.org

LA VULNERABILITÀ DELLE SPECIE PROTETTE AI FINI DELLA CONSERVAZIONE

THE VULNERABILITY OF PROTECTED SPECIES FOR CONSERVATION

Abstract

The present work outlines the vulnerability criteria of marine protected species with a view to identifying the strategies required for their conservation. The vulnerability criteria are formulated by analysing the threats concerning each species. The conservation needs for each species are subsequently deducted from the above-mentioned threats and classified into categories involving human usage and limitations of the marine environment. The resulting process yields the identification of three macroscopic conservation needs, namely the mitigation of the effects of human access, interactions resulting from take activities, and wide-range human activities resulting in habitat degradation.

Key-words*: protected species, vulnerability, management, conservation.*

Introduzione

L'analisi degli strumenti legislativi internazionali finalizzati alla conservazione della natura, evidenzia un'importante evoluzione nel corso degli anni '90, con un passaggio dalla protezione passiva (intesa come applicazione di mere misure di protezione restrittive come divieto di cattura e/o di detenzione), a quella attiva, caratterizzata dalla gestione delle risorse meritevoli di conservazione mediante la protezione di habitat, attività di monitoraggio e misure utili a ridurre l'impatto delle minacce dirette alle specie.

La conservazione ambientale richiede lo sviluppo di un sistema teso a proteggere le risorse viventi, garantendo al contempo l'utilizzo sostenibile delle risorse (Cognetti, 1999); pertanto un'adeguata strategia di conservazione delle specie minacciate richiede l'analisi dei fattori che concorrono alla loro minaccia per delinearne le sensibilità e identificare le misure per la protezione/conservazione/recupero di ciascuna specie.

Durante l'ultimo decennio alcune convenzioni internazionali e direttive europee recepite dall'Italia hanno delineato un quadro legislativo che conferisce lo *status* di "specie protetta/minacciata" o di "specie meritevole di tutela" ad un numero di specie marine mediterranee molto più consistente che quello proposto da strumenti legislativi precedenti (Relini, 1999). Le specie marine meritevoli di tutela e protezione sono considerate tali poiché si ritiene che siano esposte a fattori di minaccia o caratterizzate da peculiarità ecologiche che le rendono più sensibili al rischio di rarefazione o di scomparsa (Boudouresque, 1995). L'ICRAM, al fine di definire criteri specifici per la messa a punto delle procedure conoscitive necessarie alla zonazione di aree marine protette (AMP), ha rilevato l'importanza di definire le vulnerabilità delle specie marine protette. Il presente lavoro descrive il metodo identificato per valutare la vulnerabilità delle specie marine protette alle

diverse "categorie di minaccia", finalizzato all'identificazione di possibili misure di recupero e conservazione.

Materiali e metodi

Le specie oggetto di analisi sono quelle elencate nelle liste delle specie marine contenute negli allegati della normativa internazionale e nazionale (Dir. 79/409/CEE; L. 503, 5.10.81; Dir. 92/43 CEE, 21.05.92, D.P.R. 357, 8.09.1997; L. 157, 11.02.1992; L. 175, 27.05.99), censite nei mari italiani (Minelli *et al.,* 1993; Furnari *et al.*, 2003). In particolare, sono state esaminate solo le appendici legislative che indicano le specie per le quali è prevista la massima protezione, non considerando quelle per le quali è prevista solo la regolamentazione del prelievo. Abbiamo considerato come specie marine quelle specie che utilizzano la "risorsa mare" per almeno una parte del loro ciclo biologico. Sono state considerate solamente le specie la cui presenza nei mari italiani è regolare, rara o divenuta occasionale a seguito della rarefazione della specie, mentre non sono state prese in considerazione quelle ritenute occasionali o accidentali.

La vulnerabilità delle specie protette a particolari fattori antropici, intesa come risposta negativa in termini di sopravvivenza a seguito dell'esposizione a uno stress, è stata ricavata dalla bibliografia di settore (Voultsiadou-Koukoura, 1987; Boudouresque *et al.*, 1990; Notarbartolo Di Sciara, 1990; Russo *et al*., 1990; Boudouresque *et al.*, 1991; Di Natale e Notarbartolo Di Sciara, 1994; Boudouresque, 1995; Crivelli, 1996; Aguilar, 1998; Rinelli *et al*., 1999; Gerosa e Casale, 2000; Scotti e Chemello, 2000; Bellan-Santini *et al*., 2002; Notarbartolo Di Sciara *et al.*, 2002; Soldo e Jardas, 2002; Zerunian, 2002; D'Antoni *et al.*, 2003; Spagnesi e Serra, 2003; Goffredo *et al*., 2004; Fergusson *et al.,* 2005; Mancusi *et al.*, in press). Sono stati presi in considerazione ulteriori aspetti importanti per la conservazione delle specie quali l'endemicità mediterranea e la loro ridotta distribuzione geografica (presenza in meno di tre località italiane).

Abbiamo considerato "fonte di minaccia" una causa capace di incidere negativamente sullo stato di conservazione di una determinata specie. Per quanto riguarda le principali fonti di minaccia, queste sono state classificate nelle seguenti tre categorie, identificate sulla base della tipologia di danno, delle attività umane che le provocano e delle misure necessarie alla loro mitigazione:

a) Minacce in grado di determinare un disturbo fisico o meccanico derivanti, direttamente o indirettamente, dalla presenza antropica (PA);
b) Minacce legate indirettamente o direttamente da attività di prelievo (PR);
c) Minacce legate al degrado ambientale inteso come perdita fisica, chimica, ecologica di qualità ambientale (DA).

L'incidenza delle minacce è stata valutata sommandone le fonti per specie e per classe sistematica. Inoltre, è stata calcolata la rilevanza complessiva di ciascuna fonte e delle tre categorie nel loro insieme per il complesso delle specie protette.

Risultati

Le specie e le varietà marine protette considerate nel presente lavoro sono 96: 9 Mammalia, 22 Avifauna, 3 Reptilia, 7 Osteichthyes, 3 Chondrichtyes, 1 Cirripedia, 3 Anthozoa, 2 Asteroidea, 1 Echinoidea, 1 Stenolaemata, 4 Bivalvia, 11

Gastropoda, 1 Calcispongiae, 9 Demospongiae, 12 Fucophyceae, 3 Rhodophyceae, 4 Monocotyledonieae. La Fig. 1 presenta il numero di specie endemiche e di quelle caratterizzate da una ridotta distribuzione geografica.

La bibliografia disponibile non individua fonti di minaccia per 12 specie marine protette (*Larus fuscus, Rissa tridactyla, Melanitta nigra, Melanitta fusca, Stercorarius pomarinus, Stercorarius parasiticus, Pomatoschistus tortonesi, Pachilasmus giganteum, Hornera lychenoides, Geodia cydonium, Ircinia pipetta, Ircinia foetida*), caratterizzate da una ridotta distribuzione geografica, dall'essere endemiche e, per quanto concerne l'avifauna, dall'essere presenti solo ai fini dello svernamento.

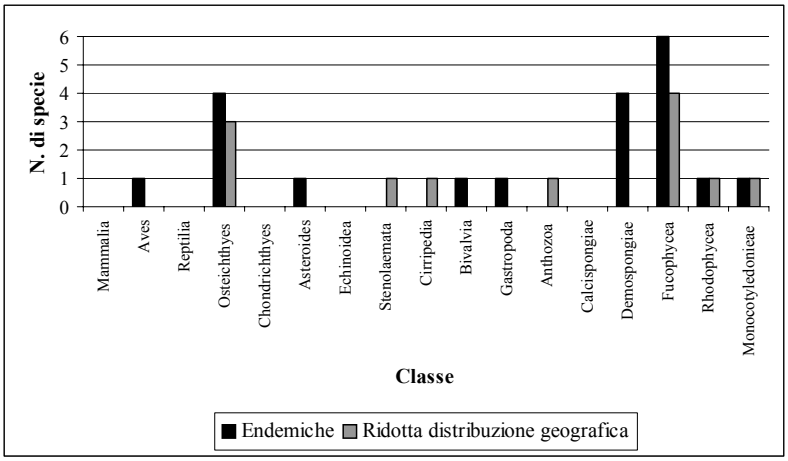


Fig. 1 - Specie marine protette endemiche o con ridotta distribuzione geografica.
Marine protected species that are endemic or which have a limited geographical distribution.

La Tab. 1 presenta le 19 distinte fonti di minaccia e le relative tipologie di danno identificate dall'analisi della bibliografia. La Tab. 2 mostra l'incidenza delle fonti di minaccia sulle specie esaminate.

Il numero massimo di minacce è a carico dei vertebrati (escluso gli osteitti), i molluschi bivalvi sono in una situazione intermedia, mentre il numero più basso si registra per i rimanenti invertebrati e i vegetali (Fig. 2a). Mammiferi, avifauna, e rettili presentano, per quanto riguarda le PA, la vulnerabilità a un massimo di due fonti di minaccia per specie mentre condroitti, molluschi, rodoficee e fanerogame risultano sensibili ad una sola minaccia (Fig. 2b). Per quanto riguarda la vulnerabilità alle PR, i condroitti sono esposti al numero maggiore di minacce, seguiti in ordine da mammiferi, rettili, molluschi, spugne e avifauna (Fig. 2c). Tutte le classi sistematiche risultano sensibili alle DA, con valori più alti a carico di avifauna, condroitti, rodoficee e fanerogame (Fig. 2d). Considerando l'insieme delle specie protette, le minacce PR e DA hanno un'uguale importanza percentuale (43,2%), maggiore di quelle PA (13,6%).

Tab. 1 - Descrizione delle fonti di minaccia (in corsivo) e dei relativi danni per categorie di minaccia.

Description of the threat factors (in italic) and the relative damages per threat category.

Categoria di Minaccia	Tipologia delle fonti di minaccia e del danno
Presenza antropica (PA)	*Danno fisico alla specie generato dall'avvicinamento umano* Attività che implicano il danneggiamento fisico a seguito di un'azione meccanica svolta da parte dell'uomo (ad es. calpestio dei bagnanti sui trottoir a *Lithophyllum lychenoides*)
	Danno fisico da ancoraggio Attività di ancoraggio di imbarcazioni da diporto e da pesca (ad es. P*inna. nobilis* o praterie di *Posidonia oceanica*)
	Danno da collisione con natanti Lesioni o morte di esemplari a seguito di collisione con natanti (ad es. tartarughe e cetacei)
	Alterazioni comportamentali generate da presenza antropica Disturbo della specie durante lo svolgimento di processi biologici importanti a seguito di attività quali la balneazione, il diporto (ad es. zone di nidificazione), la subacquea, l'escursionismo costiero via terra e mare (ad es. avifauna e *Monachus monachus*) o naturalistico che prevedono l'avvicinamento fisico da parte dell'uomo (ad es. *bird* e *whale-watchers*)
	Danno generato da inquinamento acustico disturbo/allontanamento della specie/danno all'apparato auditivo (ad es.avifauna e mammiferi)
Prelievo (PR)	*Cattura accidentale / contatto provocati dalle reti a strascico* Mortalità o danno fisico all'organismo determinati dall'interazione con l'attrezzo (ad es. tartarughe marine, *P. oceanica*, *P. nobilis* e *Tonna galea*)
	Catture provocate dalle reti volanti Mortalità o danno fisico all'organismo determinati dall'interazione con l'attrezzo (ad es. *Mobula mobular*, *Cetorhinus maximus*)
	Catture provocate dalle reti fisse Mortalità diretta o danneggiamento fisico a seguito dell'impatto delle reti fisse con l'organismo (ad es. cetacei, tartarughe, molluschi gasteropodi e spugne)
	Catture provocate da palangaro Mortalità diretta e indiretta provocate sia da palangaro pelagico sia da quelli utilizzati a mezz'acqua e sul fondale (ad es. tartarughe marine, *M. mobular*)
	Catture provocate da reti derivanti Mortalità diretta o ferite da intrappolamento (ad es. mammiferi, pesci cartilaginei e tartarughe marine)
	Catture provocate da trappole Catture provocate da nasse, tonnare e tonnarelle (ad es. *Charcharodon charcharias*, *M. monachus* ed alcuni cetacei)
	Pesca amatoriale a scopo alimentare / pesca sportiva Interazioni negative generate dalla pratica di attività di prelievo che non sono classificate come "pesca professionale", o di prelievo a fine alimentare o a scopo ludico/sportivo (ad es. prelievo di molluschi come *T. galea*, *Charonia tritonis*, *Patella ferruginea* e di uova di avifauna marina come *Larus audouinii*, *Calonectris diomedea*, *Puffinus velkouan*; *Lithophaga lithophaga*, *Pholas dactylus*; *C. charcharias*)
	Uccisione volontaria Atti di bracconaggio / caccia spesso motivati da sentimenti di rivendicazione nei confronti di un predatore considerato "competitore" per le risorse ittiche (ad es.tursiope, stenella, foca monaca, avifauna)
	Prelievo a fini collezionistici raccolta a scopo ornamentale e collezionistico generalmente stimolata dall'alta attrattiva estetica dell'animale vivente e a volte catturato ai fini di vendita commerciale (acquariologico, gemmologico, gadget) (ad es. molluschi, echinodermi, poriferi, cnidari e avifauna marina)
Degrado ambientale (DA)	*Perdita della qualità fisica dell' acqua* Perdita di qualità dell'acqua per quanto riguarda la presenza di materiale sospeso e la ridotta trasparenza (ad es. dovuti da dragaggi costieri, costruzioni pontili, pesca a strascico)
	Perdita della qualità chimica dell'acqua Fenomeni di degrado determinati dall'immissione di sostanze esogene (micro e macro inquinamento) che hanno effetti sull'espletamento delle funzioni biologiche (ad es. sulla riduzione capacità immuno protettiva e riproduttiva di predatori apicali quali mammiferi e uccelli; soffocamento per avifauna, tartarughe, trottoir a *lithophyllum*, *Dendropoma petraeum*; ingestione o intrappolamento mammiferi e tartarughe)
	Riduzione fisica dell'habitat Diminuzione fisica dell'habitat e/o del substrato disponibile per le funzioni biologiche delle specie (ad es. riduzione siti di nidificazione; riduzione prateria di posidonia; sbarramenti fluviali; variazioni di temperatura e salinità)
	Riduzione delle risorse alimentari Riduzione di risorse alimentari disponibili causa il sovrasfruttamento di alcune risorse marine o di alterazioni ecologiche (ad es. mammiferi e avifauna)
	Introduzione di una specie aliena o espansione dell'areale di una specie autoctona Lo squilibrio ecologico indotto dall'introduzione di una specie non indigena o l'espansione di una specie autoctona può causare la mortalità o una maggiore competizione a sfavore della specie in oggetto (ad es. predazione diretta; competizione ecologica)

Tab. 2 - Vulnerabilità delle specie marine protette alle fonti di minaccia.
Marine protected species vulnerability to threat factors.

		Minacce generate da disturbo fisico					Minacce generate da attività di prelievo									Minacce generate da degrado ambientale				
Classe	Specie	Urto fisico	Ancoraggio	Collisione natanti	Presenza antropica	Inquinamento acustico	Sbarcico	Volante	Reti fisse	Palangaro	Derivante	Trappole	Pesca amatoriale / volontaria a scopo alimentare	Volontario	Collezionismo	Sedimentazione	Inquinamento	Riduzione habitat	Riduzione risorse alimentari	Introduzione specie alloctone
Mammalia	*Balaenoptera physalus*			◉	◉															
Mammalia	*Delphinus delphis*				◉	◉			◉		◉			◉			◉		◉	
Mammalia	*Globicephala melas*				◉						◉						◉			
Mammalia	*Grampus griseus*				◉				◉		◉						◉			
Mammalia	*Physeter catodon*			◉	◉						◉									
Mammalia	*Stenella coeruleoalba*				◉						◉			◉			◉		◉	
Mammalia	*Tursiops truncatus*				◉				◉		◉	◉		◉			◉		◉	
Mammalia	*Ziphius cavirostris*				◉	◉			◉		◉						◉			
Mammalia	*Monachus monachus*				◉				◉			◉		◉				◉	◉	
Aves	*Larus audouinii*				◉								◉		◉		◉	◉	◉	◉
Aves	*Larus genei*				◉													◉		
Aves	*Larus melanocephalus*				◉												◉	◉		◉
Aves	*Sterna bengalensis*				◉													◉		◉
Aves	*Sterna sandvicensis*				◉	◉											◉	◉		◉
Aves	*Pandion haliaetus*				◉								◉	◉	◉		◉	◉		
Aves	*Phalacrocorax aristotelis*				◉				◉					◉			◉	◉	◉	◉
Aves	*Hydrobates pelagicus melitensis*				◉													◉		◉
Aves	*Calonectris diomedea diomedea*				◉					◉			◉				◉	◉		◉
Aves	*Puffinus yelkouan*				◉				◉				◉				◉	◉	◉	◉
Aves	*Somateria mollissima*				◉									◉			◉			◉
Aves	*Larus minutus*																◉	◉		
Aves	*Morus bassanus*								◉	◉							◉			
Aves	*Clangula hyemalis*								◉					◉						
Aves	*Alca torda*								◉								◉			
Aves	*Fratercula arctica*								◉								◉			
Reptilia	*Caretta caretta*			◉	◉		◉		◉	◉	◉						◉	◉		
Reptilia	*Chelonia mydas*			◉			◉		◉	◉							◉			
Reptilia	*Dermochelys coriacea*										◉						◉			
Osteichthyes	*Acipenser naccarii*												◉				◉	◉		
Osteichthyes	*Acipenser sturio*												◉				◉	◉		
Osteichthyes	*Huso huso*												◉					◉		
Osteichthyes	*Hippocampus hippocampus*														◉			◉		
Osteichthyes	*Hippocampus ramulosus*														◉			◉		
Osteichthyes	*Pomatoschistus canestrini*																◉			
Chondrichthyes	*Mobula mobular*							◉				◉					◉			
Chondrichthyes	*Cetorhinus maximus*			◉			◉	◉	◉	◉		◉								
Chondrichthyes	*Carcharodon carcharias*						◉			◉	◉	◉	◉	◉	◉		◉	◉	◉	
Anthozoa	*Astroides calycularis*														◉	◉		◉		
Anthozoa	*Errina aspera*															◉				
Anthozoa	*Gerardia savaglia*									◉					◉	◉				
Asteroidea	*Asterina pancerii*														◉			◉		
Asteroidea	*Ophidiaster ophidianus*														◉					
Echinoidea	*Centrostephanus longispinus*														◉			◉		
Bivalvia	*Pholas dactylus*												◉							
Bivalvia	*Pinna nobilis*		◉				◉						◉		◉		◉	◉		
Bivalvia	*Pinna rudis (= pernula)*		◉				◉						◉		◉			◉		
Bivalvia	*Lithophaga lithophaga*												◉							
Gastropoda	*Ranella olearia*						◉								◉					
Gastropoda	*Patella ferruginea*												◉		◉		◉		◉	
Gastropoda	*Charonia lampas*						◉		◉			◉			◉					
Gastropoda	*Charonia tritonis*						◉		◉			◉			◉					
Gastropoda	*Dendropoma petraeum*	◉															◉	◉		
Gastropoda	*Erosaria spurca*														◉					
Gastropoda	*Luria lurida*														◉					
Gastropoda	*Mitra zonata*						◉								◉		◉			
Gastropoda	*Schilderia achatidea*														◉					
Gastropoda	*Zonaria pyrum*														◉					
Gastropoda	*Tonna galea*												◉		◉					
Calcispongiae	*Petrobiona massiliana*																◉			
Demospongiae	*Axinella cannabina*														◉					
Demospongiae	*Axinella polypoides*						◉		◉	◉					◉					
Demospongiae	*Aplysina aerophoba*																	◉		
Demospongiae	*Aplysina cavernicola*														◉					
Demospongiae	*Tethya citrina*														◉					
Demospongiae	*Tethya aurantium*														◉					
Fucophyceae	*Cystoseira mediterranea v. mediterranea*																◉			
Fucophyceae	*Cystoseira mediterranea v. valiantei*																◉			
Fucophyceae	*Cystoseira amentacea v. amentacea*																◉	◉		
Fucophyceae	*Cystoseira amentacea var. spicata*																◉	◉		
Fucophyceae	*Cystoseira amentacea var. stricta*															◉	◉	◉		
Fucophyceae	*Cystoseira sedoides*															◉	◉	◉		
Fucophyceae	*Cystoseira spinosa v. spinosa*															◉		◉		
Fucophyceae	*Cystoseira spinosa v. tenuior*																	◉		
Fucophyceae	*Cystoseira spinosa v. compressa*															◉		◉		
Fucophyceae	*Cystoseira zosteroides*															◉		◉		
Fucophyceae	*Laminaria rodriguezii*						◉									◉				
Fucophyceae	*Laminaria ochroleuca*						◉									◉				
Rhodophyceae	*Lytophyllum byssoides*	◉															◉	◉		
Rhodophyceae	*Titanoderma trochanter*	◉															◉	◉		
Rhodophyceae	*Schimmelmannia schousboei*																◉	◉		
Monocotyledonieae	*Posidonia oceanica*		◉				◉									◉	◉			◉
Monocotyledonieae	*Zostera marina*																◉	◉		
Monocotyledonieae	*Nanozostera noltii*															◉				
Monocotyledonieae	*Cymodocea nodosa*																			◉

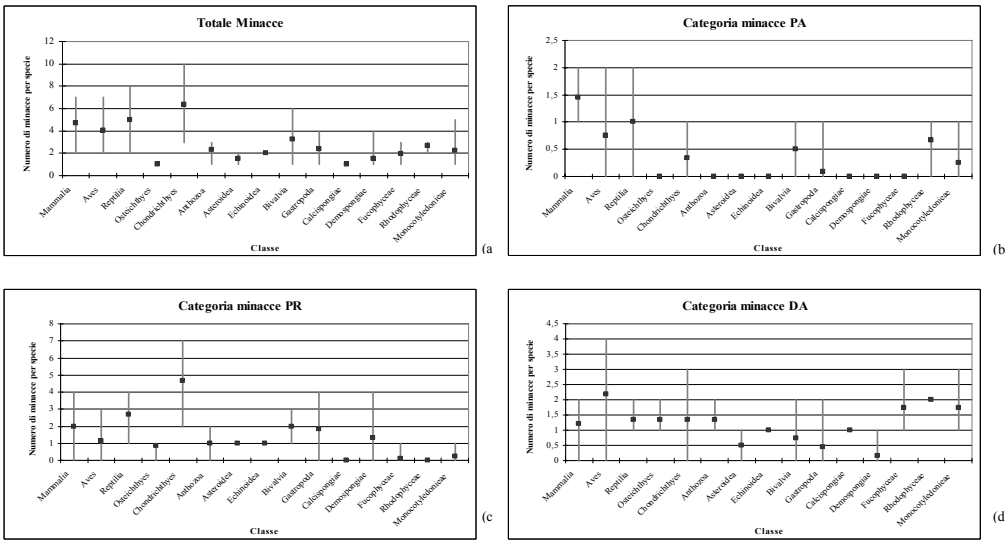


Fig. 2 - Numero delle fonti di minaccia (valore minimo, massimo e medio) alle quali le specie sono vulnerabili per il totale delle minacce (a), per la categoria PA (presenza antropica) (b), per la categoria PR (attività di prelievo) (c), per la categoria DA (degrado ambientale) (d).

Number of threat factors (minimum, maximum and mean value) to which the species are vulnerable: Total threats (a), PA category (human presence) (b), PR category (take activities) (c), DA category (habitat loss) (d).

Conclusioni

L'analisi del complesso delle informazioni, inerenti la vulnerabilità delle specie marine protette presenti nei mari italiani, evidenzia che i vertebrati sono il gruppo sensibile ad un più alto numero di minacce, probabilmente per l'occupazione di un maggior numero di habitat. A questo gruppo seguono i molluschi bivalvi, la cui sensibilità è enfatizzata soprattutto dal genere *Pinna* spp., caratterizzato dalle notevoli dimensioni dei suoi appartenenti, accompagnate dalla loro fragilità e dalla distribuzione in habitat costieri e soggetti a molteplici attività umane.

L'analisi dei rapporti esistenti tra le tre principali categorie in cui sono state accorpate le fonti di minaccia e le specie protette indica differenze importanti:

- le PA risultano interessare maggiormente mammiferi, avifauna e rettili marini, probabilmente perché questa tipologia di disturbo interessa zone critiche del loro ciclo vitale come siti di riproduzione, corteggiamento, cura parentale e/o di aggregazione; la vulnerabilità alle PA di molluschi, rodoficee e fanerogame è da attribuirsi alla loro distribuzione nell'infralitorale e mediolitorale, zona in cui converge il maggior numero di attività ricreative.
- le PR risultano minacciare maggiormente alcuni *taxa* (Fig. 2c), soprattutto a causa della cattura accidentale da parte di attrezzi da pesca e in parte per il prelievo volontario soprattutto a scopo collezionistico;

- la vulnerabilità alle DA è comune a tutte le classi sistematiche, ed incide nel complesso al pari delle PR.

Per quanto attiene alle misure gestionali necessarie a mitigare gli effetti delle minacce identificate, la vulnerabilità nei confronti delle PA in generale richiede la necessità di regolamentare l'accesso alle aree che ospitano le specie protette; ciò può avvenire nelle AMP mediante creazione di zone di divieto di accesso (zone A), in casi di estrema sensibilità (ad es. trottoir a *Litophyllum* spp.). In assenza di AMP, la mitigazione di questi impatti può essere ottenuta con l'applicazione di specifiche misure di tutela legate alla regolamentazione dell'accesso, o che contemplino lo specifico divieto dell'attività antropica fonte di impatto (ad es. divieto di ancoraggio o di balneazione in funzione delle caratteristiche della specie da salvaguardare). Se i fattori di disturbo incidono su ampie zone geografiche, come ad esempio l'inquinamento acustico o il traffico marittimo, è necessario prevedere la messa in opera di adeguati strumenti di regolamentazione a scala più ampia (ad es. prevedendo limitazioni nella velocità delle imbarcazioni, nella definizione di distanze da rispettare a tutela delle zone di concentrazione di specie sensibili e di regole di utilizzo di fonti di emissione sonora).

Le minacce PR possono essere dovute a cause accidentali o intenzionali. La mitigazione delle catture accidentali può essere affrontata mediante la creazione di aree di divieto di dell'uso di attrezzi da pesca che interessano il fondale (nel caso di specie protette bentoniche), o di limitazioni temporali dell'uso di determinati attrezzi in relazione alla presenza delle specie sensibili, esperienza che andrebbe applicata nelle zone di riserva parziale delle AMP. Al di fuori del contesto delle AMP, la mitigazione di queste forme di minaccia richiede l'attuazione di un maggior controllo dell'applicazione dei regolamenti esistenti per diminuire l'impatto ambientale di alcuni attrezzi (divieto di pesca a strascico su praterie di fanerogame marine o a profondità non consentite, divieto di utilizzo di reti derivanti), e l'applicazione di tecniche di pesca in grado di ridurre il *by-catch* e/o la mortalità delle specie protette.

Per quanto riguarda le catture volontarie di alcune specie protette (Tab. 1), oltre alla necessità di una maggiore sensibilizzazione dell'opinione pubblica, per mammiferi e avifauna è necessario un maggior rispetto delle leggi vigenti per ridurre il bracconaggio (L. 157, 11.02.1992) e, nel caso di condroitti e invertebrati (molluschi, poriferi, echinodermi), devono essere formulati specifici regolamenti che includano divieti e sanzioni per il prelievo (amatoriale/sportivo/collezionistico).

Le minacce collegate al degrado ambientale (DA), sono comuni a tutte le classi sistematiche e richiedono l'applicazione di strategie gestionali di ampio respiro, a scala di fascia costiera.

Per quanto attiene alle specie protette per le quali non sono note specifiche fonti di minaccia, in alcuni casi va rilevata la necessità di intensificarne le conoscenze al fine di definire specifiche strategie di tutela.

L'approccio utilizzato può essere particolarmente utile a supporto del processo di zonazione delle AMP italiane, il quale prevede la salvaguardia di habitat e specie protette mediante la regolamentazione di attività di accesso e prelievo. Inoltre il presente processo può essere applicato a scala nazionale per l'identificazione di misure e strategie più ampie, anche a supporto della definizione di piani di azione per la conservazione di specifici gruppi tassonomici.

Summary

The protection of marine species is a matter of great concern in a basin such as the Mediterranean characterised by high biodiversity and human pressure. The development of protection strategies requires the identification of the major pressures affecting living resources and the identification of mitigation measures necessary for the recovery of species of conservation interest. Marine protected species are considered such because they are exposed to threats or characterised by ecological peculiarities, which make them more susceptible to becoming rare or extinct. The present work outlines the vulnerability of marine protected species with a view to identifying the strategies required for their conservation.

The vulnerability of each marine protected species, present in Italian seas, is identified through the analysis of the known threats, reported in scientific literature. The threats identified for each species were considered in respect to the type of damage that they cause and then grouped into categories related to human usage of the marine environment and functional to the identification of protection and management measures. The three considered categories are:

a) Interactions which create a physical or mechanical disturbance due to the physical proximity of human activities (PA);
b) Interactions derived directly or indirectly from take activities (PR);
c) Interactions derived from habitat loss intended as physical, chemical and ecological environmental quality loss (DA).

The species and varieties considered are 96. The vulnerability exhibited by species to the PA threats indicate the high conservational value of specific instruments capable of controlling those impacting human activities, through the regulation of specific human access to the marine environment. The mitigation of threat factors belonging to this category may be obtained through the designation of marine protected areas with no-entry zones or through strict regulations of the same activities that impact the species.

The sensitivity to PR threats is due to the accidental capture as well as to the intentional take of certain species. The former type of interaction may be mitigated through the establishment of MPAs with no-take areas or regulations involving seasonal closures to specific fisheries. Outside of MPAs, this type of interaction may be mitigated through stronger reinforcement of existing fishing limitations as well as the formulation of new regulations involving the prohibition to fish and collect protected species. The sensitivity to threats belonging to the DA category involves most of the marine protected species and calls for the need to enact more wide-ranging conservation strategies involving the protection of the coastal zone.

The analysis process of the species' vulnerabilities according to threat typology thereby yields the identification of three macroscopic conservation needs, namely the mitigation of the effects of human access to the marine environment, of interactions resulting from take activities, and of wide-range human activities resulting in habitat degradation. The conservation needs, required to protect species and habitats, may be satisfied through the establishment of different levels of habitat protection and use, conferred through restrictions and regulations. This approach is useful in a marine protected area zoning process geared at regulating access and take-sensitive areas that are strategic for conservation.

Bibliografia

AGUILAR A. (1998) - Current status of Mediterranean monk seal populations. *Meeting of experts on the implementation of the Action Plans for marine mammals (monk seal and cetaceans) adopted within MAP.* Arta, Greece, 29-31 October 1998. UNEP (OCA)/MED WG.146/4: 60 pp.

BELLAN-SANTINI D., BELLAN G., BITER G., HARMELIN J.G., PERGENT G. (2002) – *Manuel d'interpretation des types d'habitats marins pour la sélection des sites a inclure dans les inventaires nationaux de sites naturels d'intérêt pour la conservation.* UNEP/MAP - RAC/SPA, Tunis: 225 pp.

BOUDOURESQUE C.F., BALLESTEROS E., BEN MAIZ N., BOISSET F., BOUDLADIER E., CINELLI F., CIRIK S., CORMACI M., JEUDY DE GRISSAC A., LABOREL J., LANFRANCO E., LUNDBERG B., MAYHOUB H., MEINESZ A., PANAYOTIDIS P., SEMROUD R., SINNASSAMY J.M., SPAN A., VUIGNIER G. (1990) - Livre rouge «Gerard Vuignier» des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée.

Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE-PAM-CAR-ASP-IUCN) et GIS Posidionie publ.: 250 pp.

BOUDOURESQUE C.F., AVON M., GRAVEZ V. (eds) (1991) - *Les espèces marines à protéger en Mediterranée*. Deuxiemes Rencontres Scientifiques de la Côte Bleue, Carry-le-Rouet., 18-19 nov. 1989. GIS Posidonie: 448 pp.

BOUDOURESQUE C.F. (1995) - *Critères de sélection et projet de liste des espèces en danger ou menacées*. Réunion d'experts sur les espèces menacées en Méditerranée. Montpellier, France. UNEP (OCA)/MED WG.100/3: 24 pp.

COGNETTI G. (1999) – Conservation strategies in the Mediterranean. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwater Ecosyst.,* **9** (6): 509-515.

CRIVELLI A.J. (1996) - *The freshwater fish endemic to the Mediterranean region. An action plan for their conservation.* Tour du Valat Publication: 171 pp.

D'ANTONI S., DUPRÈ E., LA POSTA S. VERUCCI P. (a cura di) (2003) - *Fauna Italiana inclusa nella Direttiva Habitat*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio- Direzione per la protezione della Natura: 425 pp.

DI NATALE A., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (1994) - A review of the passive fishing nets and trap fisheries in the Mediterranean Sea and of the cetaean bycatch. *Rep. Int. Whal. Commn.,* **15** (N.S.): 189-201.

FERGUSSON I.K., COMPAGNO L.J.V., MARKS M.A. (2005) - Red list species assessment: great white shark C*archarodon carcharias*. In: Fowler S.L., M. Camhi, G.H. Burgess, G. Cailliet, S.V. Fordham, R.D. Cavanagh, C.A. Simpfendorfer & J.A. Musick (eds), *Sharks, rays and chimaeras: the status of the chondrichthyan fishes.* IUCN SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

FURNARI G., GIACCONE G., CORMACI M., ALONGI G., SERIO D. (2003) – Biodiversità marina delle coste italiane: catalogo del macrofitobenthos. *Biol. Mar. Medit.*, **10** (1): 3-421.

GEROSA G., CASALE P. (2000) - Interaction of marine turtles with fisheries in the Mediterranean. *UNEP(OCA)/MED WG.145/inf.2.*: 46 pp.

GOFFREDO S., PICCINETTI C., ZACCANTI F. (2004) - Volunteers in marine conservation monitoring: a study of the distribution of seahorses carried out in collaboration with recreational scuba divers. *Cons. Biol*., **18**: 1492-1503.

MANCUSI C., CLÒ S., AFFRONTE M., BRADAÏ M.N., HEMIDA F., SERENA F., SOLDO A., VACCHI M. (2005) - On the presence of the basking shark (*Cetorhinus maximus*) in the Mediterranean Sea. *Cybium,* **29** (4): 399-405.

MINELLI A., RUFFO S., LA POSTA S. (eds) (1993) - *Checklist delle specie della fauna italiana*. Calderini Ed., Bologna, fascicoli 1-110.

NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (1990) - A note on the Cetacean incidental catch in the Italian drifnet swordfish fishery. *Rep. Int. Whal. Commn.*, **40**: 459-460.

NOTARBARTOLO DI SCIARA G., AGUILAR A., BEARZI G., BIRKUN A., FRANTZIS A. (2002) - Overview of known or presumed impacts on the different species of cetaceans in the Mediterranean and Black Seas. In: G. Notarbartolo di Sciara (ed), *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas:state of knowledge and conservation strategies.* A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco, February 2002. Section 17: 4 p.

RELINI G. (1999) – L'Italia e la protezione della biodiversità in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit*., **6** (1): 151-171.

RINELLI P., SPANÒ N., GIACOBBE S. (1999) - Alcune osservazioni sui crostacei decapodi ed echinodermi dei fondi a *Errina aspera* (L.) dello Stretto di Messina. *Biol. Mar. Medit*., **6** (1): 430-432.

RUSSO G.F., FASULO, G., TOSCANO A., TOSCANO F. (1990) - On the presence of *Tritonis* species (*Charonia sp*.) (*Mollusco*, *Gastropoda*) in the Mediterranean sea: ecological consideration. *Boll. Malacol*., **26** (5-9): 91-104.

SCOTTI G., CHEMELLO R. (2000) - I molluschi marini mediterranei degni di protezione: stato delle conoscenze e forme di tutela. *Boll. Malacol*., **36** (1-4): 61-70.

SOLDO A., JARDAS I. (2002) - Occurrence of great white shark, *Carcharodon carcharias* (Linnaeus, 1758) and basking shark, *Cetorhinus maximus* (Gunnerus, 1765) in the Eastern Adriatic and their protection. *Periodicum Biologorum*, **104** (2):195-201.

SPAGNESI M., SERRA L. (a cura di), (2003) - Uccelli d'Italia. *Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio – Istituto Nazionale Fauna Selvatica. Quad. Cons. Natura,* **16**: 254 pp.

VOULTSIADOU-KOUKOURA E. (1987) - Some remarks on the Mediterranean species of the genus *Aplysina* (Demospongiae, Verongida): In: J. Vacelet and N. Boury-Esnault (eds), *Taxonomy of Porifera*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg. *NATO-ASI Series*, **G13**: 275-279.

ZERUNIAN S. (2002) - *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio - Direzione per la Conservazione della Natura. Ed. agricole, Bologna: 207 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 456-466

V. Zupo

Stazione Zoologica "A. Dohrn", Laboratorio di Ecologia del Benthos,
Punta San Pietro - 80077 Ischia (NA), Italia.
vzupo@alpha.szn.it

DECAPOD AND ALGAL ASSOCIATIONS FROM "BANCO DI SANTA CROCE" (A PROTECTED AREA IN THE BAY OF NAPLES): A KEY PATHWAY IN LOCAL FOOD WEBS

ASSOCIAZIONI DI DECAPODI ED ALGHE PRESSO IL BANCO DI SANTA CROCE (UN'AREA PROTETTA NEL GONFO DI NAPOLI): ELEMENTO CHIAVE DELLE RETI TROFICHE LOCALI

Abstract

*The decapod and algal communities were investigated at the "Banco di Santa Croce", a protected area in the Bay of Naples, Italy, mainly composed of rocky projections. Samples were collected monthly by an air-lift sampler at 4 stations, which consist of two ecological levels (photophilic and sciaphilic environments). The communities were dominated by few species of natantia (*Eualus pusiolus, E. occultus, Athanas nitescens*) and one species of reptantia (*Cestopagurus timidus*). Algae, foraminiferids, molluscs and crustaceans were demonstrated to be important food items in the diet of the dominant species of decapods. Since these species were frequently found in the gut contents of fish, we concluded that decapod crustaceans are important links between primary producers and the final consumers (exporters) in the food webs of the considered environments. These results may be crucial to optimise a correct program of protection and management for the protected area.*

Key-words*: decapod community, hard bottom, algae, food webs, fish, Mediterranean Sea.*

Introduction

Several studies on decapod crustacean communities have been performed in the Mediterranean (Garcia Raso, 1990; Lopez de la Rosa & Garcia Raso, 1992), demonstrating some similarities in the species composition and in the community structures, despite the ecological differences characterizing various photophilic environments. Decapod crustaceans appear to adapt to the physical features of the inhabited biotopes (e.g., the development of rhizome layer in a *Posidonia oceanica* meadow, the existence of crevices and shelter, the algal cover and the level of sedimentation) and express the dominance of few species along a typical geometrical distribution in dominance-diversity curves (Ledoyer, 1984). In some environments decapod associations may reach high diversity (Abele, 1974). However, little is known about the quantitative structure of decapod communities in hard bottoms of the Mediterranean sea (Harmelin, 1964) and the ecological role of species, mainly the dominant ones, in structuring the community, is unknown. Previous studies demonstrated that the structure of decapod communities mainly depends on the physical and ecological characters of biotopes (shelter, predation, availability of shells for pagurids) while food resources are a less important factor, taking into account their large trophic adaptability (Zupo *et al.*, 1989; Zupo & Fresi, 1985). Therefore, decapod communities are often characterized by high taxonomic diversity and low functional redundancy. This fact may explain why decapod communities are rich and diverse in vegetated environments, while they appear impoverished in soft bottoms. In fact, plants may represent for them both

shelter and an important food source, as several species are opportunistic omnivores (Zupo & Fresi, 1985) and may be considered as mesograzers. They are also considered to be an important link between the primary producers and the final consumers (Zupo & Nelson, 1999), although few experimental evidences support this assumption. In the present study, the decapod crustacean community from a calcareous hard bottom has been analysed, and compared to the algal assemblages at two depth levels (corresponding to photophilic and sciaphilic environments) to investigate the influence of different morpho-functional groups of algae on the diversity of animal associations and the role of algae, in various environmental conditions, in structuring the community. Moreover, the gut contents of fish and decapods were analysed, to assess the trophic role of decapods within the food webs of the considered environments.

Materials and methods

The "Banco di Santa Croce" is a sea-mount complex located in the eastern side (40°40'N; 14°26'E) of the Gulf of Naples (Italy) and it was recognized, since the last century (Colombo, 1887), for its high naturalistic interest, being the main rocky bank in this sector of the Bay of Naples. Sea-mounts have a calcareous composition and they arise from –60 m (detritic bottom) to about 11 m depth (top of the shallowest mounts), forming a quasi-circular structure. Previous studies (Ranzi, 1930; Russo, 1992; Bussotti s., 1999) indicated the general biological and ecological features of this area, characterized by strong hydrodynamic forces, a great amount of suspended particulate matter (POM) and a diverse plant community, which supports the development of rich and diversified animal associations. Two sites were established within the bank: the site A, with the top at 11 m depth, closer to the outflow of the Sarno River (impacting the system with freshwater containing various industrial pollutants), and the site B, standing about 70 m apart from site A, with the top at 16 m depth, protected by a strong current from the impacts of the Sarno river. Two sampling stations were established on each site, the first ones (A1, B1) on the top of mounts, the second ones (A2, B2) at –18 and –22 m, respectively. Typical photophilic algal communities characterized the shallow stations, while coralligenous associations characterized the deep ones.

Montly samples of benthic fauna were collected by an air-lift sampler in 40×40 quadrates. Samples were fixed in alcohol and, after sorting of decapods, each individual was identified at the species level and counted. The gut contents of the most abundant species were analysed by an optical microscope, after dissection of 15-20 individuals (when available). The abundance of each food item was evaluated (0, 25, 50, 75, 100% of the gut contents) and recorded. Samples of fish fauna were collected bimonthly, using a fix net. Each specimen was identified and its gut was dissected under an optical microscope, to identify the main food items, according to the method proposed by Zupo *et al.* (2001). Finally, photographs of algae were monthly taken in 4 fixed quadrats (20×20 cm) in each station. Algae were determined using a computerized system of image analysis and the algal cover for surface unit was computed for the main species. Algae were finally classified into functional groups (Steneck and Watling, 1982), according to their shape and toughness, to detect their influence on the structure of decapod communities (Tab. 1).

Tab. 1 - Main features of the considered functional groups of algae (AG) according to Steneck and Watling (1982).

Principali caratteristiche dei gruppi funzionali algali (AG) considerati, secondo Steneck e Watling (1982).

- **AG 2:** Filamentous algae (*Cladophora*, *Ectocarpus*, *Acrochaetium*)
- **AG 3:** Foliose algae (*Ulva*, *Porphyra*)
- **AG 4**: Corticated macrophytes (*Bryothamnion, Chondria, Acanthophora*)
- **AG 5**: Leathery macrophytes (non calcareous-crustose)
- **AG6**: Articulated calcareous algae (*Halimeda*, *Corallina*)
- **AG 7**: Crustose coralline algae (*Lithothamnion*, *Lithophyllum*)
- **AG 9**: Articulate calcareous algae (*Corallina*, *Jania*)
- **AG 10**: Epilithic encrusting calcareous algae (*Lithothamnion*)

A cluster analysis (complete linkage, Euclidean distance) was carried out to investigate relationships between the decapod populations and the plant morpho-functional groups. The main diversity indices were computed on the data collected, to analyse the community structure and compare it to the ones obtained in other environments. In particular, the following indices (Margalef, 1977) were applied to the considered populations:

S: number of species
D: numerical dominance (Ni/Nt)%
R: Margalef richness (S-1)/Ln Nt

where Ni= number of specimens of the species "i"; Nt= total number of individuals (all species).

Results

In total, 48 samples of benthic fauna and 3121 specimens of decapods were collected at the 4 stations, classified into 42 species (Tab. 2). The most abundant species were *Cestopagurus timidus* (850 individuals, pooling all samples), *Eualus cf. pusiolus* (581 ind.), *E. occultus* (356 ind.) and *Athanas nitescens* (559 ind.). The abundances of decapod species exhibited a typical geometrical distribution, with the former species followed by all the other, present with less than 100 individuals, pooling all samples (Fig. 1). The total abundance of decapod population, in the four stations, resumes the one of the 4 dominant species (Fig. 2a), with higher densities in the site B (both stations B1 and B2). In the "B" stations, no significant differences in the density of decapod population were observed between the shallow (B1) and the deep (B2) station. In contrast, the shallow "A" station (A1) was characterized by a higher density in respect to the deep (A2) station (Fig. 2). Various biodiversity indices (Fig. 2b) indicated an increase in the number of species moving from stations "A" to stations "B" and from shallow to deep environments. This increase reflects a similar trend in the Margalef diversity index (R; Fig. 2b). The total number of individuals, pooling all specimens in all samples, is strictly related to the total number of the 4 main species in the same stations. The dominance (Fig. 3) of the four main species was clearly demonstrated at all stations, although *Cestopagurus timidus* and *Eualus occultus* dominated the

Tab. 2 - Decapod species identified in the present investigation and total number of individuals collected (all samples pooled).

Specie di decapodi identificate nel presente lavoro e numero totale di individui raccolti (totale nei campioni).

	Specie	Total Nr. Ind.
1	*Achaeus cranchii*	*34*
2	*Alpheus dentipes*	*106*
3	*Alpheus glaber*	*16*
4	*Alpheus macrocheles*	*3*
5	*Anapagurus breviaculeatus*	*3*
6	*Anapagurus laevis*	*53*
7	*Atelecyclus rotundatus*	*6*
8	*Athanas nitescens*	*559*
9	*Brachynotus sexdentetatus*	*3*
10	*Calcinus tubularis*	*56*
11	*Callianassa truncata*	*6*
12	*Cestopagurus timidus*	*850*
13	*Clibanarius erythropus*	*72*
14	*Ebalia cranchi*	*3*
15	*Ebalia edwardsii*	*6*
16	*Ebalia tumefacta*	*3*
17	*Ethusa mascarone*	*9*
18	*Eualus occultus*	*356*
19	*Eualus pusiolus*	*581*
20	*Galathea bolivari*	*6*
21	*Galathea intermedia*	*3*
22	*Galathea nexa*	*3*
23	*Hippolyte garciarasoi*	*25*
24	*Hippolyte leptocerus*	*84*
25	*Hippolyte varians*	*72*
26	*Inachus phalangium*	*3*
27	*Lysmata seticaudata*	*3*
28	*Macropodia rostrata*	*3*
29	*Maja verrucosa*	*9*
30	*Munida intermedia*	*6*
31	*Palaemon longirostris*	*6*
32	*Palicus caronii*	*19*
33	*Parthenope massena*	*6*
34	*Pilumnus hirtellus*	*9*
35	*Pisa armata*	*3*
36	*Pisa tetraodon*	*22*
37	*Portumnus latipes*	*3*
38	*Processa canaliculata*	*6*
39	*Sicyonia carinata*	*9*
40	*Spiropagurus elegans*	*9*
41	*Stenopus spinosus*	*6*
42	*Thoralus cranchii*	*75*
	Tot.	**3121**

communities mainly in station A1, while *Eualus* cf. *pusiolus* and *Athanas nitescens* dominated the communities mainly in station B1. The deep stations were characterised by a higher diversity and a lower dominance of the main four species. Taking into account the dominance of the main species in the four stations, *E. pusiolus* mainly inhabited shallow stations; *E. occultus* and *C. timidus* mainly inhabited the "A" stations; *A. nitescens* preferred deeper and "B" stations, although it was present in all the considered environments.

The time trends of the decapod abundances were according to a complex pattern, largely variable in the four stations. Station A1 was characterized by an

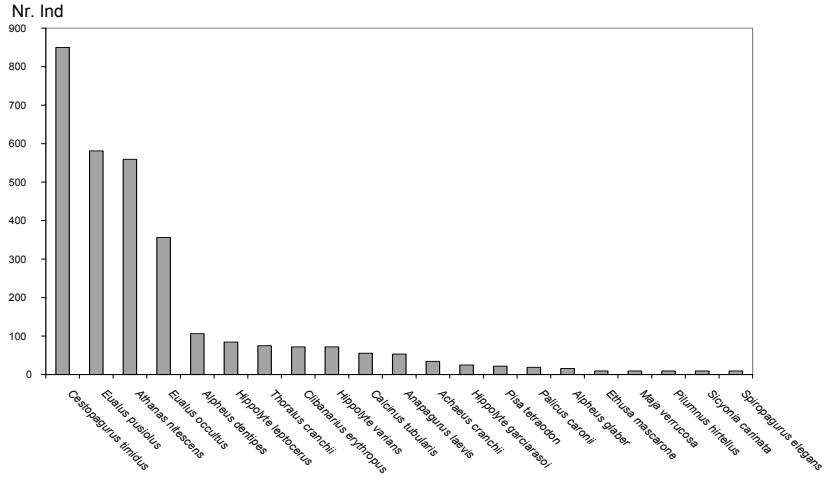


Fig. 1 - Total number of individuals of the main species of decapods, obtained pooling all seasons and all stations.

Numero totale di individui delle principali specie di decapodi, ottenuto cumulando tutte le stagioni e tutte le stazioni.

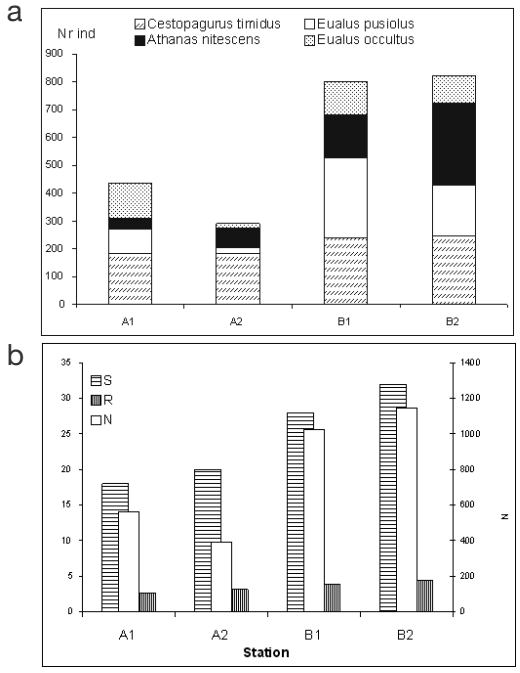


Fig. 2 - a) Total number of individuals in the 4 stations, obtained pooling all yearly samples. b) Biodiversity indices computed for the 4 stations pooling all yearly samples. S=number of species; N=Number of individuals; R=Margalef index of species richness.

a) numero totale di individui nelle 4 stazioni ottenuto cumulando tutti i campioni di un anno. b) indici di biodiversità calcolati per le 4 stazioni cumulando tutti i campioni annuali. S=numero di specie; N=numero di individui; R=Indice di Margalef di ricchezza specifica.

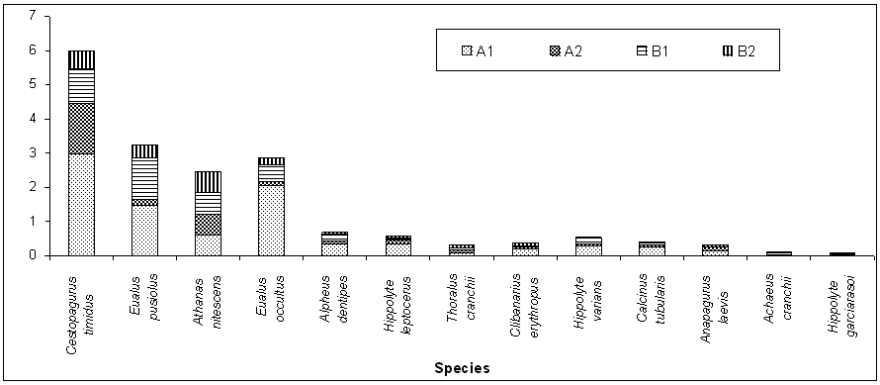


Fig. 3 - Dominance (D=Ni×Nt×100) of the main species in the four stations, obtained pooling all yearly samples.
Dominanza (D=Ni×Nt×100) delle principali specie di decapodi nelle 4 stazioni, ottenuta cumulando tutti i campioni annuali.

increase in the total number of individuals in summer months (June, July, August) and a low abundance along the rest of the year. Station A2 exhibited an opposite trend, with maxima in winter (January, February) and a secondary peak in Sep-

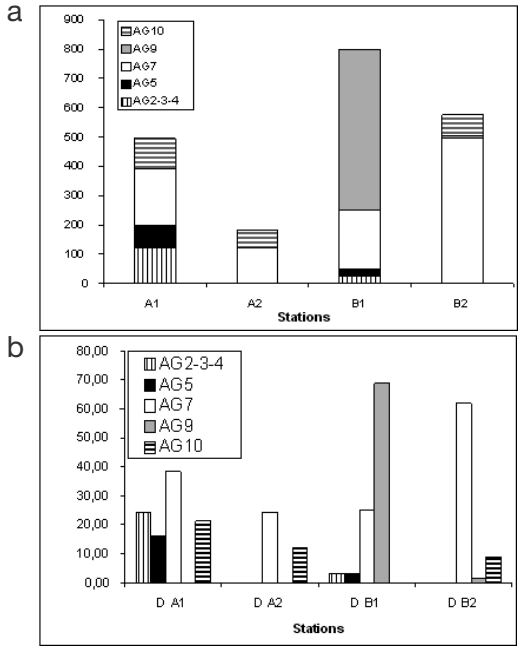


Fig. 4 - a) Total cover of algal functional groups in the four stations (all yearly data pooled). b) Dominance of algal functional groups computed for the four stations (all yearly data pooled).
a) Copertura totale dei singoli gruppi funzionali di alghe nelle 4 stazioni (tutti i dati cumulati).
b) Dominanza dei gruppi funzionali algali calcolata per le 4 stazioni (tutti i dati annuali cumulati).

tember. Station B1 exhibited the highest increase of abundance in summer (July, August, September) and its population decreased during winter months. Station B2 exhibited a bimodal trend, with a summer increase (in July, August and September) and a winter peak (in January). These trends were largely influenced by the population sizes of the main species.

The algal cover was dominated by AG5 in station A1, A2 and B2, and by AG6 in station B1 (Fig. 4a). Station A1 also contained large abundances of AG7, AG4 and AG2 and AG3, while stations A2 and B2 contained large coverage of AG7 (Fig. 4b). Taking into account the distribution of algal groups along the stations (Fig. 4a,b), AG2 and AG3 were typical of shallow stations; AG4 were mainly shallow and more abundant in stations A; AG5 was deeper; AG6 was present only in B1 (shallow) station; AG7 were present in all environments but absent in B1 station. A linear relationship (R^2=0.7) was demonstrated between the algal cover (all functional groups pooled) and the decapod numerical abundance in the four stations (Fig. 5), with an increase from station A2 (lower cover, lower

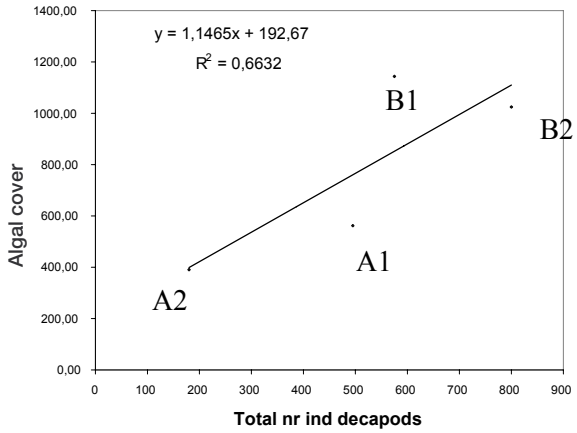


Fig. 5 - Relationship of algal cover *vs* decapod numerical abundance (all yearly data pooled).
Relazione tra copertura algale e abbondanza numerica dei decapodi (tutti i dati annuali cumulati).

abundance of decapods) towards A1, B1, B2 (highest values of both decapod abundance and algal cover). In contrast, no significant relationship was found between the algal cover and the diversity of decapod associations in each station. The distribution of the main species of decapods may be partially explained by the presence of selected groups of algae (Fig. 6), according to the results of cluster analysis. *A. nitescens* and *C. timidus* were segregated into a single group, apparently being not influenced by the abundance of any algal group. *E. occultus* and *E. cf. pusiolus*, on the contrary, were linked to AG2, AG3, AG4 and AG6, respectively. AG5 was clustered in a separate group, being scarcely related to the abundance of any decapod species.

The gut contents of the main species of decapods indicated a large preference for plant materials. Macroalgae represented the 63% of the gut contents in *C. timidus*, the 14% in *A. dentipes*, the 37% in *E. pusiolus*, and the 28% in

E. occultus. Diatoms represented another important category in *C. timidus* (27% of the gut content) and *E. pusiolus* (21%). The diet of the main species contained, however, also animal items, the most important of them being acarids, other arthropods, molluscs, polychaets and foraminiferids.

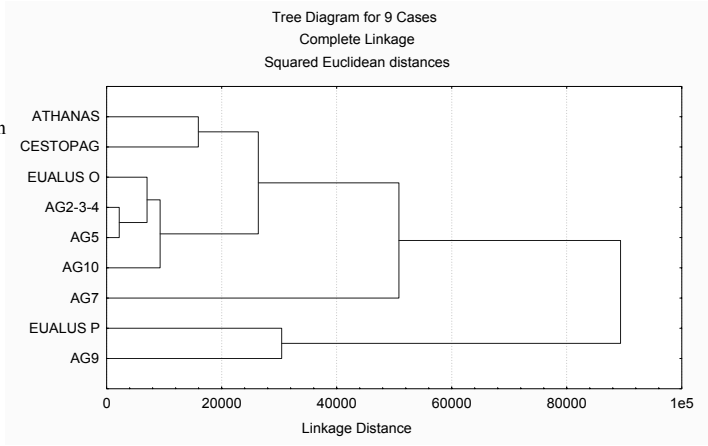


Fig. 6 - Tree diagram obtained by cluster analysis on the matrix "decapod abundance/algal cover".
Diagramma ottenuto mediante cluster analysis sulla matrice "Abbondanza dei decapodi/copertura algale".

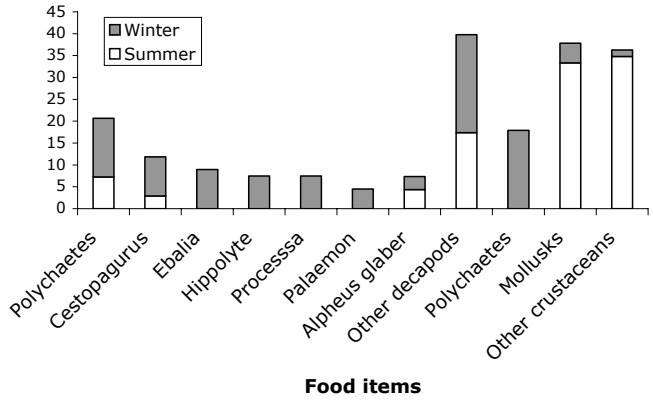


Fig. 7 - Gut contents of fish (all species pooled) collected in the same area and in the same experimental period, expressed as percent of the gut volume occupied by each food item, in summer and winter.
Contenuti stomacali dei pesci (tutte le specie cumulate) campionati nella stessa area e nello stesso periodo di studio, espressi come percentuale di volume occupato nella cavità gastrica da ciascuna categoria alimentare, in estate ed inverno.

In total 26 species of fish were sampled and submitted to gut content analyses: *Anthias anthias*, *Apogon imberbis*, *Boops boops*, *Caecula imberbis*, *Chromis chro-*

mis, *Citharus linguatula*, *Coris julis, Gobius cruentatus, Mullus surmuletus, Pagellus erithrinus, Phycis phycis, Sardina pilchardus, Sarpa salpa, Scomber scombrus, Scorpaena notata, S. porcus, S. scrofa, Serranus cabrilla, S. hepatus, S. scriba, Solea ocellata, Spicara maena, Symphodus cinereus, S. tinca, Thalassoma pavo, Trachinus draco, Trachurus trachurus, Trigla lyra*. The gut contents of these fish demonstrated, on the average, a high abundance of decapod crustaceans, besides molluscs, amphipods, larvae and various species of fish (Fig. 7). A higher presence of crustacean larvae and such decapod genera as *Alpheus*, *Processa*, *Macropodia*, *Liocarcinus*, *Hippolyte*, *Galathea*, *Ebalia*, *Clibanarius*, *Cestopagurus* were observed in summer gut contents (Fig. 7). In winter a higher diversity of decapod genera and a higher dominance of decapods within the other food items were found. The most abundant winter genera were *Liocarcinus*, *Cestopagurus*, *Ebalia*, *Hippolyte*, *Processa*, *Palaemon*, *Alpheus*, but lower amounts of *Eurynome*, *Galathea*, *Inachus*, *Palicus*, *Penaeus* and *Philocheras* were also observed.

Conclusions

The studied hard bottoms exhibited high species diversity, comparable to the one demonstrated in other important coastal habitats (Abele, 1974), such as *Posidonia oceanica* meadows (Garcia Raso, 1990) and detritic bottoms. This observation reflects a high environmental richness and demonstrates the specific use of plant and animal resources by the decapod community. The trends of density and biodiversity observed along the four stations may be explained taking into account the abundances of the main species of decapods and their pattern of dominance in selected sites (Wolda, 1981). The general characteristics of the analysed environments are also according to "ecological zones" determined by two main abiotic influences: a) the topographical location (with the stations "A" closer to the influence of the Sarno river) and b) the depth gradient, determining a higher stability in the deep stations (A2, B2), also characterized by lower irradiance and hydrodynamics. In this view the data reported may be explained: a higher biodiversity is observed moving from stations B (less impacted) to stations A and from shallow to deep stations. In contrast, a higher density of specimens per surface unit is observed moving from shallow to deep stations (especially in the "A" stations) and from A to B (less impacted) stations. The algal cover exhibits an opposite depth pattern between the two (A and B) locations: higher covers were recorded from A2 (deep) to A1 and from B1 (shallow) to B2, although stations A (both shallow and deep) demonstrated, on the whole, higher cover than B stations.

The geometrical distribution in the abundance of species appears to be a typical feature of decapod associations (Ugland and Gray, 1982), as it has previously been observed in several different, environments (Lopez de la Rosa & Garcia Raso, 1992). It is interesting to observe that the main species (e.g., *Cestopagurus timidus*, *Athanas nitescens*, *Eualus occultus, Alpheus dentipes*, *Hippolyte* sp., *Thoralus cranchii*), are present in the whole Mediterranean basin and characterise most environments, as reported by previous authors (Garcia Raso & Fernandez Muñoz, 1987; Garcia-Raso, 1990). However, the presence of species considered "rare" or absent in the Tyrrhenian sea must be highlighted. It is worth observing the presence of several individuals of *Palicus caronii*, previously considered rare (besides Lewinsohn & Holthuis, 1986; d'Udekem d'Acoz, 1999). Moreover, *Eualus* cf. *pusiolus* was considered absent in the coastal waters of the western Mediterra-

nean (d'Udekem d'Acoz & Wirtz, in press) and it was abundant in our samples.

The relationships between decapod abundance and algal cover confirm their mesograzer habits and the importance of such plant groups as AG 2, AG3, AG5 and AG6. Algae, of course, play a major role in the food web of the decapod community and their abundance in the gut contents (both micro- and macroalgae) indicate that decapods are important consumers of the canopy, although their trophic adaptability (high diversity of plant and animal prey in the gut contents) is one of the features influencing the ecological success in all the coastal environments (Zupo & Fresi, 1985). The gut contents of fish demonstrated the importance of decapods as a food source for final consumers, both in summer and in winter. In particular, decapods contributed significantly to the diet of fish stocks in summer both with their larvae (meroplankton) and with various species standing with large densities in this season. In winter decapod larvae were less important in the gut contents of fish, and they were replaced by various adult individuals; as a result, the winter diversity of decapods in the gut contents of fish increased. These data demonstrate that decapod crustaceans represent a fundamental link between the primary producers and the final consumers in the food webs of the considered environments, promoting a direct transfer to the main exporters of the algal biomass produced into the bank.

Riassunto

Sono state studiate le comunità a crostacei decapodi presenti presso il Banco di Santa Croce, un'area a tutela biologica nel Golfo di Napoli, costituita da guglie rocciose. Sono stati raccolti campioni mensili mediante sorbona in 4 stazioni, che rappresentano 2 livelli ecologici (fotofilo e sciafilo). Sono stati ottenuti, in totale, 3121 individui, 42 specie. Le stazioni definite nella parte interna dell'area, meno disturbate, mostravano una maggiore biodiversità. Le comunità erano dominate da poche specie di natanti (*Eualus pusiolus, E. occultus, Athanas nitescens*) ed una specie di reptanti (*Cestopagurus timidus*). I trend stagionali delle abbondanze numeriche dell'intera popolazione di decapodi, caratterizzati da due picchi annuali (estate ed inverno), coincidono con quelli delle specie dominanti. La copertura algale mostra un andamento opposto: aumenta dalle stazioni profonde alle superficiali nella parte esterna del banco, e dalle superficiali alle profonde nella parte interna. Esiste peraltro un gradiente spaziale ed una marcata specificità nell'uso delle risorse trofiche da parte delle varie specie di decapodi. Alghe, foraminiferi, molluschi e crostacei sono stati dimostrati essere fonti alimentari importanti nella dieta delle specie dominanti di decapodi. Poichè queste stesse sono state identificate frequentemente nei contenuti stomacali dei pesci campionati, se ne conclude che i crostacei decapodi costituiscono un importante livello trofico tra produttori primari (alghe) e consumatori finali (pesci), in grado di esportare la produzione ad altri sistemi limitrofi.

Acknowledgements

I acknowledge the fundamental role of Dr M.C. Buia in this work: her contribution on the algal determination was determinant for the reaching of the scientific conclusions and her wide experience in the algal ecology allowed to conduct this study at the Banco di Santa Croce. Sampling operations and sorting of materials were conducted with the aid of Simona Bussotti and Mariella Verde, fellowships within the funded program.

References

ABELE L.G. (1974) - Species diversity of decapod crustaceans in marine habitats. *Ecology,* **55**: 156-161.

BUSSOTTI S., BUIA M.C, DI CAPUA I., GAMBI M.C., LORENTI M., SCIPIONE M.B., TERLIZZI A., ZUPO V. (1999) - Preliminary biocoenotic characterization of the protected area "Banco Santa Croce" (Gulf of Naples, Italy). *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 133-135.

COLOMBO A. (1887) - La fauna marina del Golfo di Napoli. *Rivista Marittima*, **1**: 1-107.
d'UDEKEM D'ACOZ C., WIRTZ P. (in press) - Observations on some interesting coastal crustacea decapoda from the Azores, with a key to the genus *Eualus* Thallwitz, 1892 in the Nothern Atlantic and Mediterranean. *Arquipélago. Life and Marine Sciences*.
d'UDEKEM D'ACOZ C. (1999) - Inventaire et distribution des crustacés decapods de l'Atlantique nord-oriental de la Mediterranée et des eaux continentals adjacentes au nord de 25°N. *Patrimonies Naturels (Museum National d'Histoire Naturelle, Service du patrimoine Naturel, Paris*), **40**: 383 pp.
GARCIA RASO J.E., FERNANDEZ MUÑOZ R. (1987) - Estudio de una comunidad de Crustaceos Decapodos de fondos 'coraligenos' del alga calcarea *Mesophyllum lichenoides* del Sur de España. *Investigation Pesquera*, **51** (1): 301-322.
GARCIA RASO J.E. (1990) - Study of a crustacea decapoda taxocoenosis of *Posidonia oceanica* beds from the southeast of Spain. *P.S.Z.N.I.: Mar. Ecol.*, **11** (4): 309-326.
HARMELIN L.G. (1964) - Etude de l'endofaune des "mattes" d'herbiers de *Posidonia oceanica* Delile. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, **51** (35): 43-105.
LEDOYER M. (1984) - Les Caridea (Crustacea: Decapoda) des herbiers de phanérogames marines de Nouvelle-Caledonie (Région de Nouméa). *Zoologische Verhandelingen*, **211**: 3-58.
LEWINSOHN CH., HOLTHUIS L.B. (1986) - The Crustacea Decapoda of Cyprus. *Zool. Verh. Leiden*, **230**: 1-64.
LOPEZ DE LA ROSA I., GARCIA RASO J.E. (1992) - Crustaceos decapodos de fondos de concrecionamientos calcareous associados a *Posidonia oceanica* del sur de España (Almeria). *Cah. Biol. Mar*., **33**: 55-74.
MARGALEF R. (1977) - *Ecologìa*. Ed. Omega, Barcelona: 951 pp.
RANZI V. (1930) - La vita nel Golfo di Napoli. *Atti XX Congr. Geogr. Ital*., **2** (1): 1-4.
RUSSO G.F. (1992) - Particolarità dell'ambiente marino bentonico della costiera sorrentino-amalfitana. In: A. Giammarino (ed), *Ambiente e mass Media 92*. Publ. CMEA, Sorrento: 92-99.
STENECK R.S., WATLING L. (1982) - Feeding capabilities and limitations of herbivorous molluscs: a functional group approach. *Mar. Biol*., **68**: 299-319.
WOLDA H. (1981) - Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia*, **50**: 296-302.
ZARIQUIEY ALVAREZ R. (1968) - Crustàceos Decàpodos Ibéricos. *Inv. Pesq.*, *Barcelona*, **32**: 510 pp.
ZUPO V., FRESI E. (1985) - A study on the food web of *Posidonia oceanica* (L.) Delile ecosystem: analysis of the gut contents of decapod crustaceans. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit*., **29** (5): 189-192.
ZUPO V., NELSON W.G. (1999) - Factors influencing the association patterns of *Hippolyte zoostericola* and *Palaemonetes intermedius* (Decapoda: Natantia) with seagrasses of the Indian River Lagoon, Florida. *Mar. Biol*., **134**: 181-190.
ZUPO V., NELSON W.G., GAMBI M.C. (2001) - Measuring invertebrate grazing on seagrass and epiphytes. In: F.T. Short and R.G. Coles (eds), *Global seagrass research methods*. Elsevier Science B.V.: 271-292.
ZUPO V., RUSSO G.F., FRESI E., SCARDI M. (1989) - Hermit crabs of a *Posidonia* bed: zonal pattern and shell selection. In: Boudouresque C.F., Meisnesz A., Fresi E. & Gravez V. (eds), *II International workshop on* Posidonia oceanica *beds. GIS Posidonie Publ*. FR: 207-218.

This study was performed in the frame of a research programme funded by the Italian Ministry of Agriculture.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 467-471

M. Coll, A. Santojanni*, E. Arneri*, I. Palomera

Institut de Ciències del Mar (CMIMA-CSIC),
Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49 - 08002 Barcelona, Spain.
mcoll@icm.csic.es
*Istituto di Scienze Marine (CNR), Sezione Pesca Marittima, L.go Fiera della pesca, 2 - 60125 Ancona, Italia.

AN ECOSYSTEM MODEL OF THE NORTHERN AND CENTRAL ADRIATIC SEA: ANALYSIS OF ECOSYSTEM STRUCTURE AND FISHING IMPACTS

UN MODELLO ECOSISTEMICO DEL MARE ADRIATICO SETTENTRIONALE E CENTRALE: ANALISI DELLA STRUTTURA DELL'ECOSISTEMA E DELL'IMPATTO DELLA PESCA

Abstract

A trophic mass-balance model of the Northern and Central Adriatic Sea was developed to characterize the classical food web functioning and structure and to describe the ecosystem impacts of fishing. Important features of the ecosystem were highlighted, such as the key role of coupled pelagic-benthic production of plankton, benthic invertebrates and detritus, and the importance of small pelagic fishes within the system. Fishing impacts are high in the ecosystem.

Key-words: *Adriatic Sea, modelling, trophic structure, fishing, ecosystem disturbance.*

Introduction

The necessity of adopting holistic approaches to study the fishing effects on marine ecosystem and to understand the ecosystem dynamics is evident under an ecosystem approach to fisheries (Walters *et al.*, 2005). Ecological modelling, mainly with the Ecopath with Ecosim approach (Christensen and Walters, 2004), is a worldwide used tool that can be straightforwardly applied for this purpose. However, few applications of this methodology have been developed to date for the Mediterranean area (e.g. Libralato *et al.*, 2002; Coll *et al.*, 2006). An ecological model from the Northern and Central Adriatic Sea is presented with the aim to describe the ecosystem structure and functioning and to place the fishing activity within its ecosystem context.

Materials and methods

Due to ecological and fishing similarities (Sarà, 1983; Bombace, 1992), a trophic mass-balance model of the Northern and Central Adriatic Sea was developed to represent an average annual situation of the Adriatic wide continental shelf classical food web, covering the time period from 1990-1999, after the collapse of small pelagic fishes in the area (Cingolani *et al.*, 1996; Azzali *et al.*, 2002). The model covered 55500 km^2 from 10 m to 280 m depth (including the Pomo Pit). The coastal western area within the 3 nm from the coast or down to 10 m depth, where the artisanal fleets mainly operate, and the rocky archipelagos from the eastern Adriatic coast were excluded. The Gargano promontory was the southern limit of the studied area. Units of the model are expressed in $t \cdot km^{-2}$ of wet weight organic matter.

The Ecopath and Ecosim (EwE) approach version 5 (Christensen and Walters, 2004; www.ecopath.org) was used to ensure energy balance of the model. EwE divides the production (P) of each component, or functional group, (i) of the ecosystem into predation mortality ($M2_{ij}$) caused by the biomass of the other predators (B_j); exports from the system both from fishing activity (Y_i) and other exports (E_i); biomass accumulation in the ecosystem (BA_i); and baseline mortality or other mortality ($1\text{-}EE_i$), where EE is the ecotrophic efficiency of the group within the system, or the proportion of the production of (i) that is exported out of the ecosystem (i.e. by fishing activity) or consumed by predators within it Therefore, EwE parameterizes the model by describing a system of linear equations for all the functional groups of the model, where for each equation three of the basic parameters: B_i, $(P/B)_i$, $(Q/B)_i$ or EE_i have to be know for each group (i). The energy balance within each group is ensured when consumption by group (i) equals production by (i), respiration by (i) and food that is unassimilated by (i).

The model included 40 ecological groups (Tab. 1). Definition of the groups was based on similarities in their ecological and biological features (e.g. feeding,

Tab. 1 - Modified input parameters and output parameters for the northern and central Adriatic Sea model.

Parametri di input modificati e parametri di output del modello relativo all'Adriatico settentrionale e centrale.

	Functional group	TL	SE	Bf	P/B	Q/B	Catch	EE	F	F/Z	M2	Oi	FD	TST
1	**Phytoplankton**	1.00	0	16.66	24.00	-	-	0.87	-	-	23.54	0	57.56	449.77
2	**Micro and mesozooplankton**	2.05	0.23	9.51	30.43	61.00	-	0.97	-	-	23.19	0.05	237.45	580.23
3	**Macrozooplankton**	3.05	0.46	0.54	21.28	53.14	-	0.67	-	-	14.17	0.21	8.43	28.70
4	**Jellyfish**	2.66	0.56	4.00	14.60	50.48	-	0.17	-	-	2.52	0.31	68.50	201.93
5	**Suprabenthos**	2.11	0.32	1.01	8.40	54.36	-	0.51	-	-	4.29	0.10	18.98	54.90
6	**Polychaetes**	2.00	0.00	9.98	1.90	11.53	-	0.10	-	-	0.18	0	83.90	115.12
7	**Commercial bivalves and gasterop.**	2.00	0.00	0.04	1.06	3.13	0.04	0.81	0.84	0.79	0.02	0	0.07	0.13
8	**Benthic sessile invertebrates**	2.00	0.00	79.76	1.06	3.13	0.33	0.03	0.004	0.00	0.03	0	189.25	249.66
9	**Shrimps**	3.02	0.16	0.17	3.21	7.20	0.03	0.95	0.19	0.06	2.86	0.02	0.28	1.25
10	**Norway lobster**	3.76	0.47	0.05	1.25	4.56	0.04	0.98	0.69	0.55	0.54	0.22	0.05	0.24
11	**Mantis shrimp**	3.30	0.47	0.05	1.50	4.56	0.07	0.98	1.46	0.97	0.01	0.22	0.05	0.22
12	**Crabs**	2.99	0.59	0.55	2.44	5.00	0.18	0.99	0.33	0.13	2.11	0.35	0.55	2.74
13	**Octopus**	3.30	0.53	0.12	2.96	6.00	0.16	0.94	1.27	0.43	1.50	0.29	0.12	0.74
14	**Squids**	4.14	0.20	0.03	3.11	26.47	0.04	0.95	1.28	0.41	1.67	0.04	0.30	0.85
15	**Vul. Hake**[(1)]	4.00	0.37	0.12	1.00	4.24	0.12	0.98	0.98	0.98	0.02	0.14	0.11	0.52
16	**Non vul. Hake**[(2)]	4.12	0.17	0.14	0.50	1.85	-	0.0002	0	0.00	0.0001	0.03	0.12	0.26
17	**Other gadids**	3.36	0.45	0.07	1.59	4.38	0.11	0.98	1.51	0.95	0.05	0.20	0.06	0.31
18	**Red mullets**	3.19	0.39	0.06	1.90	8.02	0.11	0.98	1.75	0.92	0.11	0.15	0.11	0.51
19	**Conger eel**	4.15	0.27	0.01	1.92	6.45	0.008	0.86	1.28	0.67	0.37	0.08	0.01	0.04
20	**Anglerfish**	4.55	0.30	0.01	1.04	4.58	0.007	0.98	1.00	0.97	0.01	0.09	0.01	0.03
21	**Various flatfishes**	3.88	0.67	0.03	1.43	9.83	0.04	0.98	1.28	0.89	0.13	0.45	0.06	0.31
22	**Turbot and brill**	4.16	0.20	0.01	1.43	5.34	0.02	0.95	1.22	0.86	0.13	0.04	0.01	0.07
23	**Demersal sharks**	4.09	0.52	0.02	0.63	4.48	0.008	0.73	0.45	0.72	0.01	0.27	0.02	0.08
24	**Demersal skates**	4.16	0.50	0.003	1.11	7.08	0.002	0.69	0.68	0.61	0.09	0.25	0.01	0.02
25	**Demersal fishes1**[(3)]	3.32	0.50	0.13	2.40	7.68	0.11	0.98	0.79	0.33	1.57	0.25	0.21	1.02
26	**Demersal fishes2**[(4)]	3.64	0.70	0.06	2.40	5.68	0.02	0.95	0.33	0.14	1.96	0.49	0.07	0.31
27	**Bentopelagic fishes**	3.72	0.49	0.30	1.07	7.99	0.002	0.95	0.01	0.01	1.01	0.24	0.74	2.42
28	**Anchovy**	3.05	0.00	1.72	0.87	11.02	0.50	0.90	0.29	0.34	0.49	0	5.82	18.91
29	**Sardine**	2.97	0.28	2.99	0.75	9.19	0.41	0.78	0.14	0.18	0.45	0.08	8.72	27.44
30	**Other small pelagic fishes**	3.25	0.40	0.59	1.10	11.29	0.01	0.53	0.02	0.02	0.57	0.16	2.28	6.62
31	**Horse mackerel**	3.49	0.49	0.65	0.99	7.57	0.02	0.29	0.03	0.03	0.26	0.24	1.43	4.89
32	**Mackerel**	3.32	0.46	0.44	0.99	6.09	0.03	0.52	0.06	0.06	0.46	0.22	0.75	2.70
33	**Small tuna**	4.05	0.95	0.29	0.39	4.54	0.02	0.001	0.06	0.16	0.0003	0.90	0.38	1.34
34	**Swordfish and Tuna**	4.38	1.11	0.14	0.37	1.99	0.03	0.02	0.19	0.53	0	1.23	0.10	0.27
35	**Dolphins**	4.31	0.28	0.01	0.08	11.01	0.0002	0.27	0.02	0.27	0	0.08	0.03	0.13
36	**Loggerhead turtle**	3.01	0.09	0.03	0.17	2.54	0.004	0.76	0.13	0.76	0	0.01	0.02	0.08
37	**Sea birds**	4.10	0.41	0.001	4.61	69.34	-	0	-	-	0	0.17	0.02	0.07
38	**Discards**	1.00	0	0.73	-	-	-	0.89	-	-	-	0	0.08	0
39	**By catch**	1.00	0	0.004	-	-	-	0	-	-	-	0	0.002	0
40	**Detritus**	1.00	0.43	200.0	-	-	-	0.96	-	-	-	0.19	-	686.64

TL = Trophic level; SE = Standard error of the TL; Bf = Final biomass of functional groups ($t \cdot km^{-2}$); P/B = Production/biomass ratio (yr^{-1}); Q/B = Consumption/biomass ratio (yr^{-1}); Catch ($t \cdot km^{-2} \cdot yr^{-1}$); EE = Ecotrophic Efficiency; F = Fishing mortality (yr^{-1}); F/Z = Fishing mortality/total mortality ratio; M2 = Predation mortality (yr^{-1}); OI = Omnivory index; FD = Flow to detritus ($t \cdot km^{-2} \cdot yr^{-1}$); TST = Total system throughput ($t \cdot km^{-2} \cdot yr^{-1}$); (1) Hake vulnerable to Strascico; (2) Hake non vulnerable to fishing within the studied area; (3) Mainly feeding on invertebrates; (4) Mainly feeding on fishes.

habitat, mortality) and on the importance of the species in terms of the fisheries. Principal fishing activities in the area were included (Bombace, 1992): bottom trawling (named *Strascico*), beam trawling (*Rapido*), mid-water trawling (*Volante*), purse seine (*Lampara*) and tuna fishery. Basic required parameters were compiled from available published and non published information of the *Istituto di Scienze Marine - Sezione Pesca Marittima Ancona* (ISMAR-CNR) and other Italian research institutions.

Ecological indices and results integrated in EwE were used to analyse trophic flows, ecosystem structure and ecosystem impacts of fishing (Christensen and Walters, 2004). An ecosystem flow diagram organized by integer trophic levels (TL) in the form of a Lindeman spine (Lindeman, 1942; Ulanowicz, 1986; Libralato *et al.*, 2002) was drawn to represent the ecosystem structure.

Results

Results showed that the ecosystem was dominated by the pelagic fraction, mainly due to the importance of plankton and small and medium-sized pelagic fishes, and by benthic invertebrates and detritus (Tab. 1). The coupled benthic-pelagic interactions of planktonic invertebrates, benthic invertebrates and detritus was highlighted as an important feature of the Adriatic ecosystem, in line with other Mediterranean modelled systems (Coll *et al.*, 2006) (Fig. 1).

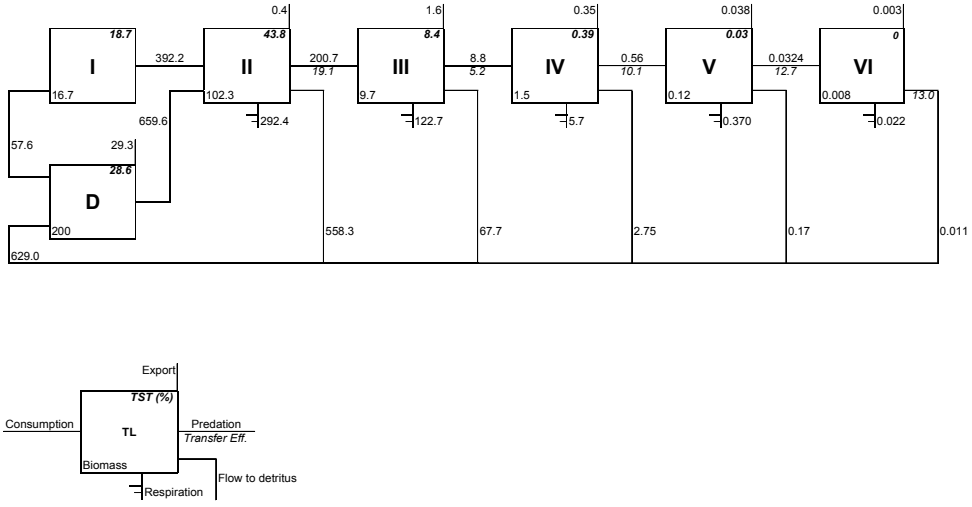


Fig. 1 - Ecosystem flow diagram ($t \cdot km^{-2} \cdot yr^{-1}$) organized by its integer trophic levels (TL) in the form of the Lindeman spine. Primary producers (P) and detritus (D) are separated to clarify the representation (both with TL = I).

Diagramma di flusso dell'ecosistema ($t \cdot km^{-2} \cdot anno^{-1}$) *strutturato per livelli trofici interi (TL) secondo il Lindeman spine. Per maggior chiarezza, i produttori primari (P) e il detrito (D), indicati entrambi con TL=I, sono mostrati separatamente.*

Ecological groups were organized from TL 1 to TL 4.55 (Tab. 1). With the exception of top predators, benthic invertebrates and jellyfish, ecotrophic efficien-

cies (EE) showed that a high proportion of production from most of the groups was either consumed within the ecosystem or exported from it (e.g. in terms of catches).

Predation mortality was high for numerous functional groups (Tab. 1). However, the exploitation rates (F/Z, where Z = P/B *sensu* Allen, 1971) showed high values for various demersal and pelagic target and non target fishes and invertebrates, and in the case of hake, other gadoids, red mullets, anglerfish and flatfishes the rate was higher than the recommended value of 0.8 for ground fish stocks (Mertz and Myers, 1998).

Considering Odum's theory of ecosystem development (Odum, 1969; Christensen, and Walters, 2004), the Northern and Central Adriatic Sea was placed on a medium-low developmental stage due, at least partially, to fishing activity (Tab. 2). This result was in line with a high gross efficiency, low mean trophic level of the catch and high primary production required to sustain the fishery (Pauly and Christensen, 1995; Pauly *et al.*, 1998).

Tab. 2. - Ecological indicators of the northern and central Adriatic Sea model.
Indicatori ecologici del modello relativo all'Adriatico settentrionale e centrale.

Northern and central Adriatic Sea	
Statistics and flows	
Sum of all consumptions	1305.04 t/km²/year
Sum of all exports	30.06 t/km²/year
Sum of all respiratory flows	421.09 t/km²/year
Sum of all flows into detritus	687.38 t/km²/year
Total system throughput	2444.0 t/km²/year
Sum of all production	866.0 t/km²/year
Calculated total net primary production	449.77 t/km²/year
Total primary production/total respiration	1.07
Net system production	28.67 t/km²/year
Total primary production/total biomass	3.45
Total biomass/total throughput	0.05
Total biomass (excluding detritus)	130.30 t/km²
Connectance Index	0.21
System Omnivory Index	0.19
Gross efficiency (catch/net p.p.)	0.005
Mean trophic level of the catch	3.07
Primary production required to sustain the catch (including all TL = 1)	33.48 %
Ecopath Pedegree index (0-1)	0.66
Network flow indices	
Throughput cycled (excluding detritus)	42.43 t/km²/year
Predatory cycling index (of throughput w/o detritus)	3.97 %
Throughput cycled (including detritus)	5.60 t/km²/year
Finn's cycling index (of total throughput)	31.04 %
Finn's mean path length	5.42
Information indices	
Ascendency (%)	25.20 %
Overhead (%)	74.80 %
Capacity (Total)	10833.70 Flowbits

(1) Cantabric Sea published results from Sanchez and Olaso (2004).

Conclusions

The presented ecological model constitutes the first attempt to characterise the wide continental shelf classical food web of the Northern and Central Adriatic

Sea and to globally assess the ecosystem effects of fishing. This model constitutes an important effort to integrate the available biological data from the area in a coherent format and it represents the baseline from where new data can be included improving model results.

Acknowledgements

The authors wish to acknowledge all those colleagues that provided data and technical advice for the development of this work, in particular A. Artegiani, A. Azzali, N. Cingolani, A. Di Natale, G. Fabi, S. Fonda Umani, C. Froglia, M.E. Gramitto, D. Holcer, E. Morello, C. Piccinetti, A. Russo, R. Santolini and M. Zavatarelli.

References

ALLEN R.R. (1971) - Relation between production and biomass. *J. Fish. Res. B. Can.*, **28**: 1573-1581.

AZZALI M., DE FELICE A., LUNA M., COSIMI G., PARMIGGIANI F. (2002) - The state of the Adriatic Sea centered on the small pelagic fish populations. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, **23** (Supl.1): 78-91.

BOMBACE G. (1992) - Fisheries of the Adriatic Sea. In: Colombo G., Ferrari I., Ceccherelli V.U., Rossi R. (eds), *Marine eutrophication and population dynamics*. 25th European Marine Biology Symposium, Ferrara, 10-15 September 1990,Olsen and Olsen, Fredensborg: 379-389.

CHRISTENSEN V., WALTERS C. (2004) - Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecol. Modell.*, **172** (2-4): 109-139.

CINGOLANI N., GIANNETTI G., ARNERI E. (1996) - Anchovy fisheries in the Adriatic Sea. *Sci. Mar.*, **60** (Suppl. 2): 269-277.

COLL M., PALOMERA I., TUDELA S., SARDÀ F. (2006) – Trophic flows, ecosystem structure and fishing impacts in the South Catalan Sea, Northwestern Mediterranean. *J. Mar. Syst.*, **59**: 63-96.

FINN J.T. (1976) - Measures of ecosystem structure and functioning derived from analysis of flows. *J. Theor. Biol.*, **56**: 363-380.

LIBRALATO S., PASTRES R., PRANOVI F., RAICEVICH S., GRANZOTTO A., GIOVANARDI O., TORRICELLI P. (2002) - Comparison between the energy flow networks of two habitat in the Venice lagoon. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, **23**: 228-236.

LINDEMAN, R.L. (1942) - The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, **23**: 399-418.

MERTZ G., MYERS R.A. (1998) - A simplified formulation for fish production. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **55**: 478-484.

ODUM E.P. (1969) - The strategy of ecosystem development. *Science*, **104**: 262-270.

PAULY D., CHRISTENSEN V. (1995) - Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, **374**: 255-257.

PAULY D., CHRISTENSEN V., DALSGAARD A., FROESE R., TORRES J. (1998) - Fishing down marine food webs. *Science*, **279**: 860-863.

SARÀ M. (1983) - Ecological factors and their biogeographic consequences in the Mediterranean ecosystems. Mediterranean Marine Ecosystems. *NATO conf. Ser.,* **1**: 1-8.

ULANOWICZ R.E. (1986) - *Growth and development: ecosystems phenomenology*. Springer, New York: 203 pp.

WALTERS C.J., CHRISTENSEN V., MARTELL S., KITCHELL J.F. (2005) - Single-species versus ecosystem harvest management: ecosystem structure erosion under myopic management. *ICES J. Mar. Sci.*, **62** (3): 558-568.

This work between Italian and Spanish authors has been possible under a bilateral Co-operative-Agreement between CNR (Italy) and CSIC (Spain).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 472-475

P. Guidetti, S. Bussotti, A. Molinari[1], L. Tunesi[1], R. Cattaneo-Vietti[2]

Dip. di Scienze e Tecnologie Biologiche ed Ambientali, Università di Lecce,
Via Prov.le Monteroni - 73100 Lecce, Italia.
paolo.guidetti@unile.it
[1]ICRAM, Roma, Italia.
[2]Dip.Te.Ris., Università di Genova, Italia.

POPOLAMENTI ITTICI COSTIERI ED AREE MARINE PROTETTE: CHIAVI DI LETTURA DEI RISULTATI RILEVATI IN 5 AMP ITALIANE

COASTAL FISH ASSEMBLAGES AND MARINE PROTECTED AREAS: KEYS FOR INTERPRETING PATTERNS AT 5 ITALIAN MPA

Abstract

The assessment of fish assemblages at 5 Italian MPAs and adjacent fished areas provided evidence of clear differences attributable to protection only at Torre Guaceto. At Porto Cesareo, the formal no-take zone is different, but due to the indirect effects of the destructive date-mussel fishery, whereas at the Tremiti Islands the difference is due to the peculiar features of the no-take zone. At Cinque Terre and Portofino the scanty differences are mostly attributable to the recent protection. Actual and not only formal protection, MPA zoning/position and life-history traits of the studied species should be considered to properly evaluate effectiveness of MPAs.

Key-words*: fish, population, marine parks, Mediterranean Sea.*

Introduzione

È ampiamente dimostrato che la pesca può influenzare sia le popolazioni di specie bersaglio, sia l'intera struttura delle comunità ittiche (Pauly *et al.*, 1998). Per questo motivo, la fauna ittica è la componente biologica che risponde in modo più evidente ai divieti della pesca all'interno delle Aree Marine Protette (AMP) (Halpern, 2003; Micheli *et al.*, 2004), in termini di cambiamenti nella composizione in specie, taglia ed abbondanze relative (Halpern, 2003; Micheli *et al.*, 2004; Guidetti *et al.*, 2005).

Il presente studio si propone il confronto dei popolamenti ittici delle zone A (in cui ogni forma di prelievo è formalmente bandita) di 5 AMP rispetto a quelli presenti in zone aperte alla pesca ad esse vicine (controlli) al fine di disporre di elementi utili per interpretare le modalità di distribuzione, non unicamente legate alla possibile differenza tra zone A e controlli.

Materiali e metodi

Questa indagine è stata condotta in 5 AMP italiane (Torre Guaceto, Isole Tremiti e Porto Cesareo, in Puglia; Portofino e Cinque Terre, in Liguria). La fauna ittica è stata campionata in località protette (le zone A) e località aperte alla pesca (controlli), su fondi rocciosi a 3 livelli batimetrici (4-7, 12-15, 25-30 m), ove presenti. Censimenti visuali (8 transetti 25×5 m per località; Harmelin-Vivien *et al.*, 1985) sono stati condotti durante 4 campagne (3 alle Tremiti), tra Maggio 2002 ed Ottobre 2003. Sono stati adottati i seguenti piani di campionamento: 2 località protette (P) *vs* 2 controlli all'esterno dell'AMP (C_{est}) a 4-7 m (128 repliche) a Torre Guaceto; 1 P *vs* 2 C_{est} a 4-7 e 12-15 m a Porto Cesareo

(192 repliche); 1 P *vs* 2 Controlli interni (C_{int}: zona B o C dove la pesca è consentita, tranne la pesca subacquea) alle tre profondità alle Isole Tremiti (216 repliche); 1 P *vs* 2 C_{int} *vs* 1 C_{est} alle tre profondità a Portofino (384 repliche); 1 P *vs* 2 C_{int} a 4-7 e 12-15 m alle Cinque Terre (192 repliche). L'utilizzo di controlli interni è stato dettato dalla mancanza di qualsiasi alternativa, come nel caso delle Isole Tremiti le quali sono tutte incluse nell'AMP, o dalla carenza di controlli 'appropriati' (cioè simili alle zone A tranne che per il fattore analizzato, la pesca), come nel caso dell'AMP delle Cinque Terre.

L'ANOSIM è stata utilizzata per valutare possibili differenze nella struttura dei popolamenti ittici tra località protette e controlli (rappresentati graficamente usando nMDS), mentre il SIMPER è stato usato per valutare il contributo relativo dei vari taxa della fauna ittica nel determinare le differenze riscontrate con l'ANOSIM.

Risultati e conclusioni

I differenti popolamenti ittici presso P e C_{est} a Torre Guaceto (Fig. 1), come evidenziato dall'ANOSIM (Tab. 1), sono attribuibili alla maggiore densità di

Tab. 1 - ANOSIM: differenze tra località protette e controlli (vedi Metodi) presso le 5 AMP indagate.

ANOSIM testing on differences between protected locations and controls (see Methods) at the 5 MPAs investigated.

Torre Guaceto	4-7 m	
Tra località	R	P
	0.18	0.05

Pairwise tests	R	P
P1 vs P2	-0.22	0.85
P1 vs $C1_{est}$	0.49	0.03
P1 vs $C2_{est}$	0.29	0.11
P2 vs $C1_{est}$	0.36	0.06
P2 vs $C2_{est}$	0.14	0.23
$C1_{est}$ vs $C2_{est}$	0.19	0.11

Porto Cesareo	4-7 m		12-15 m	
Tra località	R	P	R	P
	0.57	0.01	0.23	0.04

Pairwise tests	R	P	R	P
P vs $C1_{est}$	0.81	0.03	0.31	0.09
P vs $C2_{est}$	0.67	0.03	0.12	0.31
$C1_{est}$ vs $C2_{est}$	0.22	0.14	0.24	0.09

Tremiti	4-7 m		12-15 m		25-30 m	
Tra località	R	P	R	P	R	P
	0.24	0.09	0.12	0.28	0.49	0.01

Pairwise tests	R	P	R	P	R	P
P vs $C1_{int}$	0.59	0.10	0.33	0.30	0.59	0.10
P vs $C2_{int}$	0.59	0.10	0.22	0.30	0.78	0.10
$C1_{int}$ vs $C2_{int}$	-0.26	0.80	-0-15	0.60	0.30	0.20

Portofino	4-7 m		12-15 m		25-30 m	
Tra località	R	P	R	P	R	P
	0.24	0.02	0.36	0.01	0.58	0.01

Pairwise tests	R	P	R	P	R	P
P vs $C1_{int}$	0.06	0.34	-0.05	0.60	0.09	0.26
P vs $C2_{int}$	0.09	0.20	0.17	0.17	0.36	0.09
P vs $C1_{est}$	0.45	0.03	0.37	0.06	0.99	0.03
$C1_{int}$ vs $C2_{int}$	-0.05	0.57	0.45	0.06	0.12	0.37
$C1_{int}$ vs $C1_{est}$	0.27	0.09	0.52	0.03	0.91	0.03
$C2_{int}$ vs $C1_{est}$	0.65	0.03	0.74	0.03	0.83	0.03

Cinque Terre	4-7 m		12-15 m	
Tra località	R	P	R	P
	0.46	0.01	0.12	0.16

Pairwise tests	R	P	R	P
P vs $C1_{int}$	0.30	0.03	0.32	0.06
P vs $C2_{int}$	0.50	0.03	-0.07	0.63
$C1_{int}$ vs $C2_{int}$	0.60	0.03	0.15	0.20

Diplodus sargus sargus e *D. vulgaris* in P. A Porto Cesareo sono state osservate differenze tra P e C_{est} a 4-7 m di profondità (dovute alla minore densità di *Sarpa salpa* e *Symphodus* spp.), mentre nessuna differenza è stata riscontrata a 12-15 m (Fig. 1; Tab. 1). Presso l'AMP delle Isole Tremiti sono state osservate differenze tra P e C_{int} a tutte le profondità (Fig. 1; Tab. 1), attribuibili a differenti densità di specie gregarie e planctonofaghe (e.g. *Boops boops*, *Oblada melanura*, *Spicara*

spp.). A Portofino sono state rilevate differenze solo tra P e C_{est} (Fig. 1; Tab. 1), dovute alla maggiore densità di *Spicara* spp. e valori minori di *D. sargus sargus* e *Mullus surmuletus* in P a 4-7 m, mentre alle batimetriche maggiori è stata osservata una maggiore densità di *Spicara* sp., *D. sargus sargus* e *D. vulgaris* in P, rispetto a C_{est}. I popolamenti ittici alle Cinque Terre non hanno mostrato differenze apprezzabili tra località protetta e controlli (Fig. 1; Tab. 1).

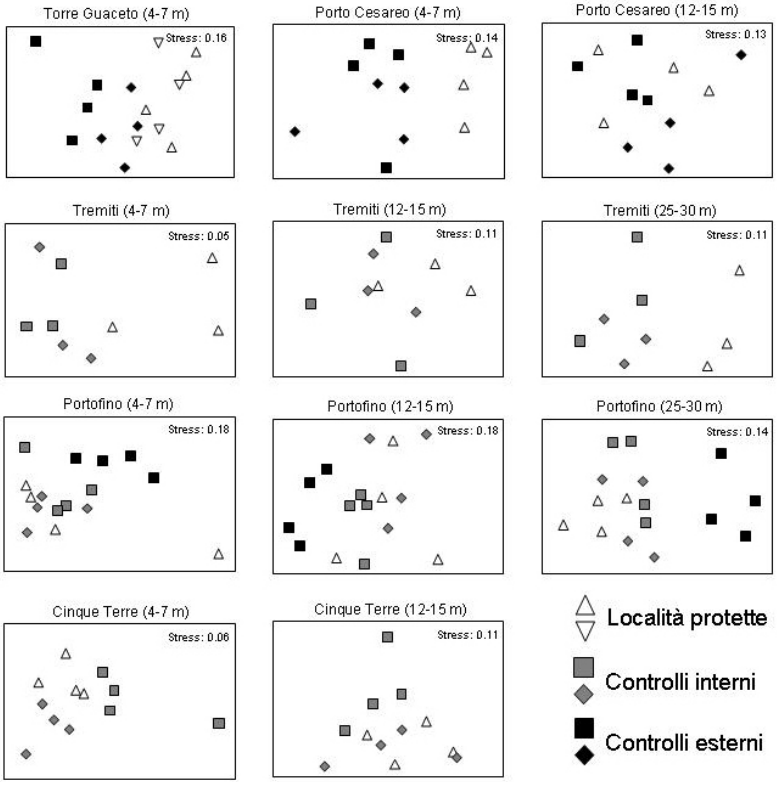


Fig. 1 - nMDS dei popolamenti ittici in località protette e relativi controlli (vedi Metodi per ulteriori dettagli) presso le 5 AMP indagate.

nMDS representing fish assemblages at protected locations and controls (see Methods for further details) at the 5 MPAs investigated.

La felice collocazione dell'AMP ed una efficace sorveglianza che dura ormai da diversi anni hanno prodotto risultati importanti a Torre Guaceto. La sorveglianza molto carente presso l'AMP di Porto Cesareo può spiegare, da una parte, l'assenza di differenze tra P e C_{est} a 12-15 m dovuto alla pesca illegale esercitata in tutta l'AMP, mentre, dall'altra, le conseguenze della desertificazione causata dalla pesca illegale del dattero di mare (effettuata principalmente nella zona A) potrebbero essere alla base delle differenze riscontrate a 4-7 m. Alle Isole Tremiti, i risultati ottenuti sono attribuibili al fatto che la zona A

(l'isola di Pianosa) è un isolotto roccioso a notevole distanza dal resto dell'arcipelago (~25 km) con caratteristiche geomorfologiche e biocenotiche molto differenti. I popolamenti ittici di Pianosa, probabilmente, sono differenti da quelli del restante arcipelago a prescindere dall'efficacia di protezione. L'approccio condotto con questo studio ha evidenziato scarse differenze attribuibili alla protezione per le AMP liguri, probabilmente a causa della loro 'giovane età'. I risultati ottenuti a Portofino alle due maggiori profondità insieme all'osservazione di un incremento della cernia bruna, *Epinephelus marginatus* (soprattutto individui di dimensioni piccole e medie; Tunesi e Molinari, dati non pubblicati), sembrano suggerire un andamento positivo, ma sono necessari diversi anni affinché questo si espliciti più chiaramente dal momento che si tratta di specie di grandi dimensioni ed a crescita lenta. Studi condotti in AMP extramediterranee hanno evidenziato che il recupero di popolazioni di specie bersaglio (spesso di grandi dimensioni) è ancora in corso dopo oltre 20 anni di protezione (Russ e Alcala, 2004).

I risultati di questo studio, seppur limitati dalla mancanza di dati precedenti all'istituzione delle riserve e dalla possibile variabilità delle risposte nelle differenti aree protette, evidenziano la necessità di considerare attentamente 1) la protezione reale e non solo formale, 2) la distribuzione dei principali habitat in relazione alla zonazione delle AMP, 3) la localizzazione delle zone A rispetto ai controlli e 4) la storia naturale delle specie oggetto di studio, prima di trarre conclusioni in merito all'efficacia delle AMP.

Bibliografia

GUIDETTI P., VERGINELLA L., VIVA C., ODORICO R., BOERO F. (2005) - Protection effects on fish assemblages, and comparison of two visual-census techniques in shallow artificial rocky habitats in the northern Adriatic Sea. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **85**: 247-255.

HALPERN B.J. (2003) - The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matters? *Ecol. Appl.*, **13**: 117-137.

HARMELIN-VIVIEN M.L., HARMELIN J.G., CHAUVET C., DUVAL C., GALZIN R., LEJEUNE P., BARNABE G., BLANC F., CHEVALIER R., DUCLERC J., LASSERRE G. (1985) - Evaluation des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, **40**: 467-539.

MICHELI F., HALPERN B.S., BOTSFORD L.W., WARNER R.R. (2004) - Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecol. Appl.*, **14**: 1709-1723.

PAULY D., CHRISTENSEN V., DALSGAARD J., FROESE R., TORRES F. Jr. (1998) - Fishing down marine food webs. *Science*, **279**: 860-863.

RUSS G.R., ALCALA A.C. (2004) - Marine reserves: long-term protection is required for full recovery of predatory fish populations. *Oecologia*, **138**: 622-627.

La presente ricerca è stata condotta nell'ambito dei progetti 'Sistema Afrodite', 'Venere' (finanziati, rispettivamente, dall'ICRAM e dal CoNISMa) ed 'Ecofishmod' (POR - Regione Puglia).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 476-480

M. Leonardi, F. Azzaro, S. Giacobbe*, V. Grasso, A. Muscolino

C.N.R., Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, Sezione di Messina,
Spianata S. Raineri, 86 – 98122 Messina, Italia.
marcella.leonardi@iamc.cnr.it
*Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina, Italia.

LA RISERVA NATURALE ORIENTATA "LAGHETTI DI MARINELLO" (TINDARI, MESSINA): MONITORAGGIO, RICERCA, GESTIONE INTEGRATA

THE NATURAL RESERVE "MARINELLO PONDS" (TINDARI, MESSINA): MONITORING, RESEARCH,INTEGRATED MANAGEMENT

Abstract

Marinello is a brackish area of notable naturalistic value, located on the Tyrrhenian coast of Sicily (Italy), characterised by strong geomorphologic changes. This ecosystem is particularly suitable for the study of ecological processes because of the high variability of environmental parameters on small space-time scale and the heterogeneity of coexisting habitats. In order to follow the evolution of Marinello ecosystem, the National Research Council–I.A.M.C. Messina (Italy) has performed several survey from 1978 until now. Here we summarize the main steps of our researches that led us to known the evolution of this ecosystem.

Key-words: *brackishwater molluscs, dynamic topography, monitoring.*

Introduzione

Sul litorale tirrenico della provincia di Messina, al centro del Golfo di Patti, è ubicata la Riserva Naturale Orientata "Laghetti di Marinello" (D.R. n°745/44 del 10/12/98). La sua porzione litorale è costituita da un banco sabbioso estremamente plastico e dinamico, che nel corso dell'ultimo secolo ha subìto appariscenti modificazioni, legate alla formazione e/o scomparsa di piccoli stagni salmastri. L'elevata dinamicità morfologica ha determinato la complessità ambientale e biologica di questo ecosistema che riunisce una molteplicità di *habitat* in un'area estremamente limitata (697.000 m^2).

Fin dagli anni settanta abbiamo condotto in quest'area periodiche ricognizioni a carattere ecosistemico, allo scopo di seguire le variazioni del popolamento bentonico, in relazione all'evoluzione morfodinamica ed ai cambiamenti delle caratteristiche trofiche e chimico-fisiche delle acque e dei sedimenti. Inoltre, nel 2002 abbiamo attivato una collaborazione con il Servizio Aree Protette della Provincia Regionale di Messina, Ente Gestore della riserva, finalizzato al monitoraggio mensile delle condizioni chimico-fisiche dei "Laghetti di Marinello".

Nel presente lavoro l'evoluzione morfologica e termo-alina dell'ecosistema Marinello nell'ultimo trentennio, viene descritta contestualmente alle principali variazioni in termini di malacofauna bentonica e di tessitura del substrato.

Materiali e metodi

Nell'ambito di quattro cicli di indagine, condotti con cadenza pressochè decennale (1978, 1987, 1997, 2003) nell'area dei "Laghetti di Marinello", sono state acquisite serie temporali di temperatura, salinità, caratteristiche trofiche e tessiturali dei sedimenti di fondo e analisi quali-quantitativa della malacofauna bentonica.

Tranne che per il 1978, in cui i prelievi sono stati eseguiti solo in inverno, nei restanti cicli di indagine (1987, 1997 e 2003) i campioni d'acqua (strato superficiale) sono stati prelevati con cadenza mensile per dodici mesi, mediante bottiglie Niskin. Le misure di temperatura sono state eseguite con termometro a rovesciamento e/o con sonda multiparametrica Heron. Per le misure di salinità è stato utilizzato un salinometro ad induzione Autosal 8400A Guidline.

Nei vari cicli di indagine i prelievi di sedimenti di fondo sono stati eseguiti mediante benna e/o box-corer su una superficie unitaria di 0,25 dm^2. I molluschi conchiferi sono stati estratti dai campioni di sedimento, diagnosticati a livello di specie e contati. I risultati dello studio della malacofauna sono riportati in termini di dominanza specifica percentuale.

Risultati

L'evoluzione morfologica del sistema Marinello, ampiamente documentata dai lavori già pubblicati (Abbruzzese e Aricò, 1959; Crisafi *et al.*, 1981; Giacobbe e Leonardi, 1986), è principalmente dovuta alla plasticità del banco sabbioso, che costantemente rimodellato dalle forzanti meteomarine, subisce continue ed appariscenti modificazioni legate alla formazione di frecce litorali. La progressione verso il largo del banco sabbioso è guidata dal vento dominante (NW), e procede in direzione SE (Amore *et al.,* 1991), fino ad una profondità di circa 20-30 m. Oltre tale soglia batimetrica, il brusco aumento della profondità determina l'involuzione della barra sabbiosa, che arricciandosi a ricciolo, va a racchiudere brevi tratti di mare, formando piccoli stagni costieri (Brambati, 1988).

In base a quanto osservato nel corso delle nostre indagini, fino agli anni settanta l'evoluzione del sistema era garantita da un costante rifornimento di materiale sabbioso proveniente dal tratto litorale sopraflutto. Alla fine di tale decennio però, importanti interventi di regimazione operati sul fiume Timeto, hanno comportato l'intrappolamento in alveo delle sabbie (Leonardi e Randazzo, 1999). Il conseguente deficit sedimentario, testimoniato dai dati granulometrici, ha determinato in anni recenti l'assottigliamento e lo slittamento della barra esterna verso SW (Leonardi *et al.*, 2001). L'aggiornamento morfometrico dell'area, eseguito fra il 2000 ed il 2003, ha evidenziato inoltre importanti riduzioni di estensione e volume nei bacini più settentrionali, come il Fondo porto ed il Nuovo. Quest'ultimo in particolare, in conseguenza dello scivolamento della barra esterna verso sud-ovest, sta rapidamente scomparendo, come era già avvenuto allo stagno temporaneo denominato Piccolo, formatosi nel 1968 e scomparso nel 1999.

Anche l'analisi dell'evoluzione sedimentaria, come da noi già evidenziato (Leonardi e Giacobbe, 2001), mostra chiaramente gli effetti dell'opera di regimazione torrentizia operata negli anni settanta. In particolare, parallelamente alla riduzione del carico sabbioso, abbiamo rilevato, dagli anni ottanta in poi, un costante incremento della frazione pelitica.

Le maggiori evidenze del fenomeno sono state rilevate negli stagni Verde e Fondo porto, più settentrionali e più direttamente esposti al settore di traversia principale (NW). In tali bacini abbiamo registrato un marcato infangamento, che ha trasformato l'originario substrato sabbioso, in un sedimento a preponderanza fangosa. L'evoluzione termoalina dell'ultimo trentennio, sintetizzata dai valori alini medi dei cicli di indagine considerati, descrive per i cinque bacini esaminati andamenti paralleli, in cui è possibile evidenziare un generalizzato decremento

(Fig. 1). In particolare, le elevate salinità registrate nel 1978 (37.66-34.05PSU) descrivono un sistema di stagni costieri ancora fortemente condizionato dagli apporti di acque marine. Di fatto fino agli anni settanta l'intero sistema era in collegamento diretto col mare, in quanto il lago Porto Vecchio non si era ancora chiuso ed era attivo un sistema di canali, scavati artificialmente, che collegava il Fondo Porto col Verde, e questo col Mergolo. Nel dicembre 1978 la rapida chiusura del lago Porto Vecchio interrompeva il collegamento col mare, determinando un marcato decremento dei valori alini. L'evidenza di ciò si legge chiaramente nelle salinità rilevate nel 1987, i cui valori medi si attestano fra 30.28PSU (Fondo porto) e 19.96PSU (Marinello). Negli anni successivi i naturali processi di consolidamento della barra sabbiosa e la conseguente diminuzione degli apporti marini per infiltrazione, fanno registrare, prima nei laghi più segregati (Marinello Mergolo e Verde) e successivamente anche negli altri bacini, un ulteriore decremento alino (29.00-18.83PSU).

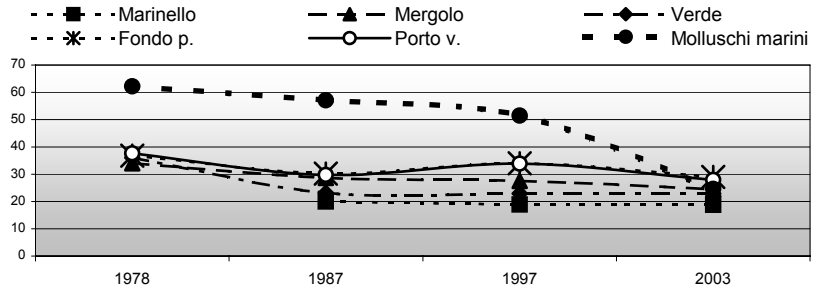


Fig. 1 - Andamento dei valori alini medi (PSU) nei cinque bacini e confronto con le dominanze medie dei molluschi marini (%).
Average values of salinity (PSU) and marine mollusc dominance (%).

In risposta alle modificazioni edafiche fin qui descritte, l'evoluzione temporale del popolamento a molluschi ha mostrato un marcato decremento dei valori medi di dominanza delle specie marine (Fig. 1), parallelamente ad costante aumento della diffusione di specie salmastre. Analizzando nel dettaglio le percentuali di dominanza delle specie salmastre e marine nei vari stagni (Fig. 2), si osserva che queste sono distribuite secondo un ordinato gradiente, che rispecchia la storia evolutiva ed il progressivo isolamento dal mare di ciascuno di essi. Detto trend, ben leggibile negli stagni più recenti (Fondo porto e Porto vecchio), evidenzia un progressivo incremento della dominanza di specie salmastre su quelle marine, fatta eccezione per una temporanea inversione registrata nel 1997, in concomitanza di un diffuso aumento della salinità. Peraltro la quasi costante prevalenza di specie salmastre negli stagni più antichi (Marinello e Verde), suggerisce che questi abbiano raggiunto un relativo equilibrio e che si trovino in una fase più avanzata del percorso evolutivo.

Fra le specie salmastre che più diffusamente si sono sostituite a quelle marine, risaltano *Cerastoderma glaucum* (Poiret) e *Mytilaster marioni* (Locard), subentrate a *Tapes decussatus* (L.) e *Paphia aurea* (Gmelin), tutte specie filtratici. In generale, l'avvicendamento delle diverse specie non ha sostanzialmente modificato la strut-

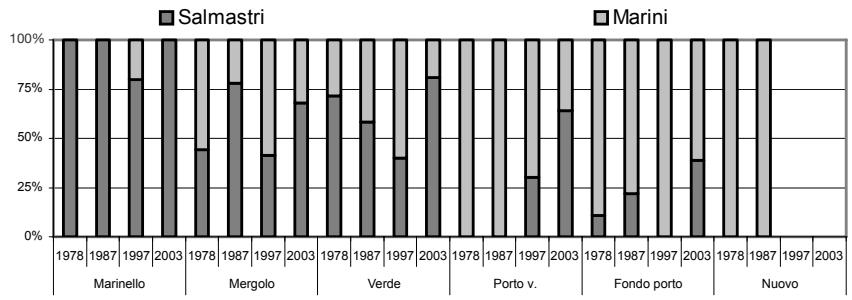


Fig. 2 - Andamento dei valori medi di dominanza dei molluschi marini e salmastri.
Average values of marine and brackish mollusc dominance.

tura trofica delle comunità. È tuttavia da segnalare il caso della specie salmastra *Cerastoderma glaucum*, filtratrice che nello stagno Marinello ha sostituito in anni recenti *Abra segmentum* (Récluz), anch'essa salmastra, ma deposivora.

Conclusioni

Le ricerche condotte nel sistema litorale di Marinello nell'ultimo trentennio, ci hanno consentito di ricostruire l'evoluzione spazio-temporale di questo ecosistema, ed hanno fornito un significativo contributo alla conoscenza dei principali processi morfodinamici ed ecologici che ne regolano l'evoluzione spazio-temporale.

In particolare è stato evidenziato per tutti i bacini un comune percorso evolutivo, che si sviluppa lungo un iter di "terrestrizzazione", caratterizzato da un progressivo isolamento dal mare, con conseguente decremento dei valori alini, e da un crescente infangamento del substrato. I cambiamenti del comparto edafico hanno guidato in maniera determinante l'evoluzione della malacofauna bentonica nei vari bacini. I popolamenti a molluschi in particolare, si sono progressivamente modificati, riorganizzandosi, attraverso meccanismi di selezione ed adattamento, in comunità di tipo sempre più tipicamente lagunare.

In conclusione questo sito, nella sua qualità di mesocosmo dinamico, risulta di grande interesse scientifico, ed a nostro avviso lo studio periodico e continuativo della sua evoluzione ambientale, e delle risposte a livello di comunità, può fornire interessanti informazioni per la comprensione di processi ecologici e microevolutivi, esportabili a più ampi contesti di indagine. Per tale motivo un proficuo sinergismo fra le varie realtà scientifiche e politiche interessate alla tutela ed alla promozione del suo patrimonio naturalistico, deve essere considerato un canale preferenziale per lo sviluppo di nuove strategie di ricerca e di gestione ecocompatibile.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Servizio Aree Protette della Provincia Regionale di Messina, per avere contribuito alla realizzazione della routine di monitoraggio nella Riserva Naturale Orientata "Laghetti di Marinello".

Bibliografia

ABBRUZZESE D., ARICÒ F. (1955) - Osservazioni geomorfologiche e fisico-chimiche sui laghi di Oliveri-Tindari. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol*., **10**: 1-23.

AMORE C., GIUFFRIDA E., ZANINI A. (1991) – Evoluzione temporale e dinamica litorale dell'area lagunare di Oliveri-Tindari (Messina). *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat*., **24** (337): 117-131.

BRAMBATI A. (1988) - Lagune e stagni costieri: due ambienti a confronto. In: Carrada G.C., Cicogna F., Fresi E. (eds), *Le lagune costiere: ricerca e gestione*. CLEM, Massa Lubrense (NA): 9-33.

CRISAFI E., GIACOBBE S., LEONARDI M. (1981) - Nuove ricerche idrobiologiche nell'area lagunare di Oliveri-Tindari (Messina). 1: Morfologia dei bacini e caratteristiche fisico-chimiche delle acque e dei sedimenti. *Mem. Biol. Mar. Oceanogr*., **11**: 139-186.

GIACOBBE S., LEONARDI M. (1986) - L'area lagunare di Oliveri-Tindari: Sue variazioni morfologiche recenti ed evoluzione dei popolamenti a molluschi. *Atti VII Congresso A.I.O.L.*: 355-366.

LEONARDI M., CAVALLI R.M., PIGNATTI S., RAFFA F. (2001) - Shapes and colours in the Tindari coastal ecosystem: new prospects for preservation and management. In: Guarino (ed), *Proceedings 3rd Internat. Congress "Science and technology for the safeguard of cultural heritage in the Mediterranean basin"*. Alcalà, Spain, **2**: 770-774.

LEONARDI M., GIACOBBE S. (2001) - The Oliveri-Tindari Lagoon (Messina, Italy): Evolution of the trophic-sedimentary environment and mollusc communities in the last twenty years. In: F.M. Faranda, L. Guglielmo, G. Spezie (eds), *Mediterranean Ecosystems: Structures and Processes*. Springer-Verlag, Italia: 305-310.

LEONARDI M., RANDAZZO G. (1999) - The evolution of a dynamic ecosystem in the Northern Sicily (Italy): witness of both human activities and natural events in the landscape variability. In: Guarino (ed), *Proceedings 2nd International Congress "Science and tecnology for the safeguard of the cultural heritage in the Mediterranean basin"*. Paris, France, **2**: 1201-1202.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 481-484

M. Murenu, A. Ortu, S. Corrias, T. Saba, C. Porcu, A. Cau

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 – 09126 Cagliari, Italia.
mmurenu@unica.it

MAPPATURA DELLE BIOCENOSI BENTONICHE NELLA ZONA "A" DELL'AREA MARINA PROTETTA DI CAPO CARBONARA (SARDEGNA SUD-ORIENTALE)

BIONOMIC CARTOGRAPHY OF THE NO-ENTRY ZONE IN THE CAPO CARBONARA MPA (SOUTH EASTERN SARDINIA)

Abstract

*Geographic Information System is a powerful and useful tool for management purposes of coastal environments. Different information from Side Scan Sonar, batimetry, underwater video transect and punctual observation has been used for the outcome of the bionomic cartography on the sardinian MPA of Capo Carbonara. The results showed the big extension of a seagrass bed (*Posidonia oceanica*, 77%) that characterized the central part of the core zone from –3 m to –44 m of depth.*

Key-words*: GIS, marine parks, coastal management, bionomic cartography,* Posidonia oceanica*, Sardinia.*

Introduzione

I Sistemi Informativi Geografici (GIS) rappresentano una tecnologia largamente riconosciuta e sempre più utilizzata per monitorare e gestire gli habitat marini (Stanbury e Starr, 1999; Barlett, 2000; Dimov, 2002; Valavanis *et al*., 2002). Le applicazioni di queste tecniche di analisi e gestione dei dati ambientali sono particolarmente utili nelle aree costiere e nelle zone marine sottoposte a tutela perché consentono di monitorare le risposte dei popolamenti alla pressione antropica (Gentile e Riggio, 2003).

L'obiettivo del presente lavoro è quello di integrare osservazioni indirette e rilievi *in situ* per restituire su appositi tematismi le principali biocenosi presenti nella zona A dell'Area Marina Protetta di Capo Carbonara (Sardegna Sud-orientale).

Materiali e metodi

L'area oggetto di studio localizzata sul versante occidentale dell'isola di Serpentara, nella zona a protezione integrale dell'Area Marina Protetta di Capo Carbonara (Sardegna Sud-orientale), si estende per una superficie complessiva di circa 350 ettari. Comprende un tratto di costa, esteso circa 4300 m, di natura granitica che in mare degrada rapidamente fino alla batimetrica dei –40 m lasciando spazio a fondi incoerenti.

Per la restituzione cartografica informazioni di base di diversa natura sono state validate ed integrate con una serie di rilievi subacquei, svolti utilizzando due differenti metodologie: punti fissi e riprese video.

In totale sono state effettuati 98 punti fissi e 24 transetti. La scelta delle stazioni di campionamento è stata operata sulla base della cartografia marina di riferimento (carte nautiche), della batimetria e delle interpretazioni dei rilievi Side

Scan Sonar (SSS) effettuati nell'area nell'ambito del progetto di ricerca Afrodite.

Le riprese video sono state realizzate lungo transetti posti trasversalmente alle zone di discontinuità individuate col SSS e, lungo transetti perpendicolari alla linea di costa, distanziati ogni 200 m (Ardizzone, 1992). I punti fissi sono stati posizionati randomicamente nelle aree che mostravano differenti morfologie e in alcuni punti di discontinuità per validare o correggere le interpretazioni dei sonogrammi. Nei punti localizzati sulle batimetrie più profonde l'analisi *in situ* è stata effettuata in immersione con ARA, mentre entro la batimetria dei –5 m le osservazioni sono state condotte in apnea.

Sia per i punti fissi che per i transetti video sono stati annotate le principali specie presenti con particolare attenzione per quelle ritenute importanti descrittori ambientali (Gili e Ros, 1985), le caratteristiche morfologiche, il grado di mosaicatura e/o uniformità, la profondità, il tipo di sedimento ed eventuali segni di degrado antropico (Meinesz, 1985).

Il posizionamento dei rilievi è stato garantito da un sistema di radiolocalizzazione satellitare differenziale DGPS Wide Area, basato sul sistema EGNOS che sfrutta i sistemi di posizionamento satellitari GPS e GLONASS integrati dall'utilizzo del satellite geostazionario ARTEMIS (ESA).

I dati raccolti sono stati gestiti e integrati a quelli pregressi in un sistema G.I.S., utilizzando il software ArcMap 8.3 della ESRI. Il sistema di riferimento utilizzato è stato quello dei rilievi pregressi (Roma 40, proiezione Gauss-Boaga).

Risultati

L'analisi del fotomosaico SSS, ottenuto mediante elaborazione del dato originale digitale non processato secondo le metodologie riportate in Fish e Carr (1991) e in Blondel e Murton (1997), rivela la presenza di regioni distinte per differente morfologia, tessitura, e patterning. Le discontinuità rilevate sono state digitalizzate e riportate su carta descrivendo la classificazione dell'area adottata in termini di tipologia habitat/comunità bentonica mediante poligoni associati a colori e simboli diversi. Questi rilievi sono stati interpolati con quelli diretti, che grazie alle informazioni sulle caratteristiche morfologiche e sulla presenza delle specie hanno permesso di restituire la mappa delle biocenosi bentoniche per l'intera area.

I risultati, illustrati nella Fig. 1, evidenziano la presenza di popolamenti fitobentonici fotofili e sciafili associati a substrati duri e molli, riconducibili a 6 classi (Meinesz *et al*., 1983): Biocenosi fotofile del substrato duro, Precoralligeno, *Posidonia oceanica* (prevalentemente su matte), SFBC, SGCF, *Caulerpa racemosa.*

L'area nel suo complesso è caratterizzata da una vasta e omogenea prateria di *Posidonia oceanica* estesa per circa 270 ha nella zona centrale dell'area "no-entry", su profondità che variano da –3 m a –44 m. Il posidonieto presenta, in alcuni punti, evidenti segni di degrado legati all'attività antropica. Nel bordo sud-occidentale la biocenosi è meno omogenea ed è interrotta da alcuni canali sabbiosi irregolari, ampi dai 3 ai 200 m circa. La fauna associata a questa biocenosi è rappresentata da organismi filtratori (*Sabella spallanzani, Pinna nobilis*), echinodermi (*Stilocidaris affinis, Paracentrotus lividus*), oloturoidi (*Oloturia* sp.), poriferi (*Chondrilla nucula*).

Nell'infralitorale sabbioso localizzato nella parte settentrionale e in un piccolo settore a sud ovest della zona A, è presente una *facies* a *Caulerpa racemosa* con ciuffi più o meno isolati di *P. oceanica*. L'intera fascia esposta ad Est è caratteriz-

zata da fondi duri (10,5%) colonizzati prevalentemente da alghe fotofile (*Cystoseira* spp., *Padina pavonica*, *Dictyota dichotoma*, *Acetabularia acetabulum*, *Codium bursa*, *Dasycladus vermicularis*) e da una numerosa e diversificata fauna bentonica (*Crambe crambe*, *Spirastrella cunctatrix*, *Anemonia sulcata*, *Balanophyllia europea*, *Paracentrotus lividus*, *Arbacia lixula*, *Echinaster sepositus*, *Microcosmus vulgaris*). Oltre i –38 m, il Precoralligeno è caratterizzato da comunità sciafile e incrostanti (*Halimeda tuna, Flabellia petiolata, Eunicella cavolinii, Paramuricea clavata, Parazoanthus axinellae, Pentapora fascialis, Phorbas tenacior, Spirastrella cunctatrix)*. I fondi mobili sono rappresentati da sabbie grossolane e sabbie fini. La biocenosi SFBC, presente solo nel lato occidentale dell'isola, è compresa tra la linea di costa e il posidonieto, entro lo strato batico –3/–15 m, e copre una superficie pari al 3% dell'area. La SGCF è localizzata nei margini settentrionali e meridionali della zona A, su fondali compresi rispettivamente tra –28/–39 m e –27/–44 m.

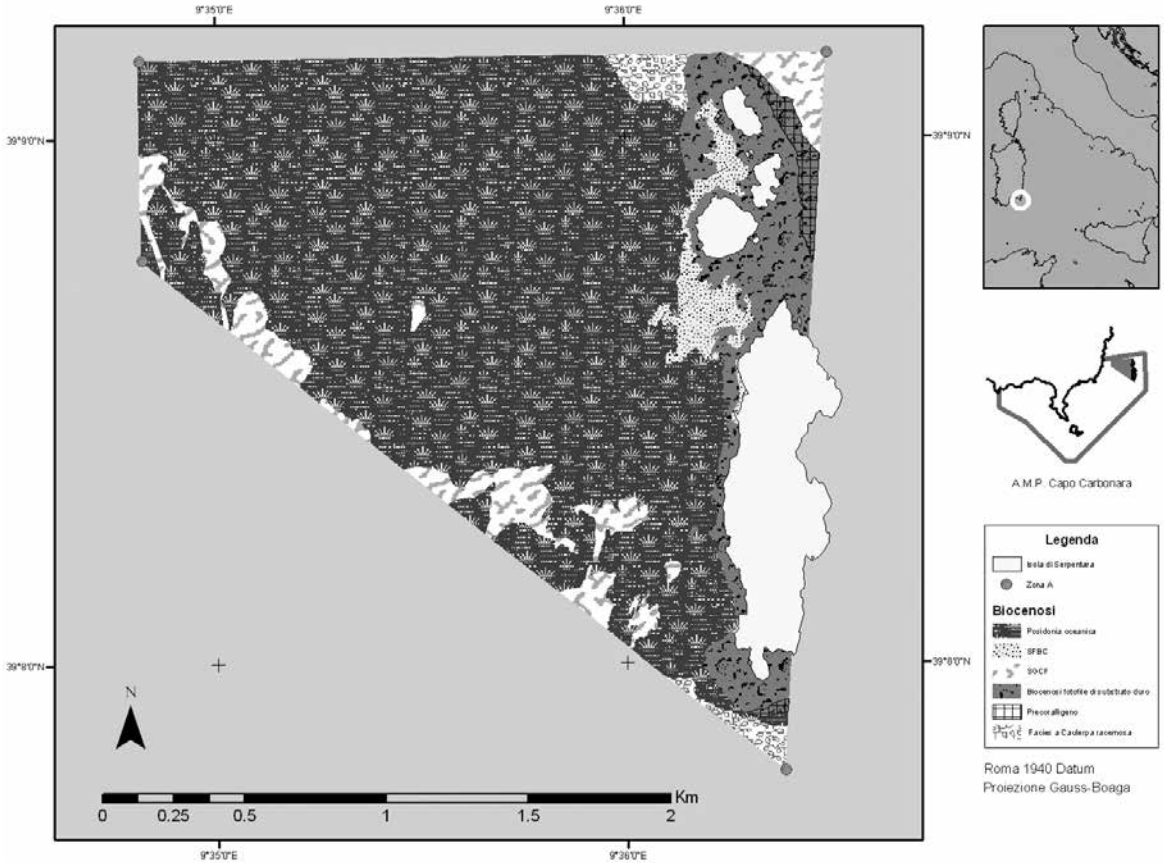


Fig. 1 - Cartografia bionomica della zona A dell'AMP di Capo Carbonara, ridotta dall'originale in scala 1:5000.

Bionomic cartography of AMP Capo Carbonara's core zone, reduced from the original scale 1:5000.

Conclusioni

La realizzazione di un sistema G.I.S. ha consentito di integrare i dati ottenuti, di definire l'assetto morfologico, batimetrico e sedimentologico del fondale, di catalogare i popolamenti censiti e di stimare l'estensione delle biocenosi bentoniche nell'area indagata.

Il dettaglio dei rilievi ha permesso di realizzare la restituzione cartografica su media scala.

I risultati ottenuti confermano che, per le biocenosi bentoniche, l'integrazione di metodi indiretti e diretti rappresenta una valida ed efficace soluzione, utile a stabilire la loro estensione e distribuzione spaziale reciproca.

Tali informazioni raccolte con metodologie non invasive, risultano indispensabili per una valutazione nel tempo dell'integrità ambientale della AMP. Come suggeriscono altri autori tali informazioni, se acquisite con regolarità, possono rappresentare un punto di riferimento per futuri monitoraggi finalizzati alla gestione della fascia costiera e per lo studio degli effetti sulle biocenosi bentoniche dei criteri di protezione adottati nelle aree protette.

Bibliografia

ARDIZZONE G.D. (1992) - Cartografia bentonica con sistemi video controllati a distanza. *Oebalia*, **17** (2): 441-452.

BARLETT D.J. (2000) - Working on the frontiers of science: Applying GIS to the coastal zone. In: Wright D. and Barlett D. (eds), *Marine and Coastal Geographical Information Systems*. Taylor and Francis, Philadephia: 11-24.

BLONDEL P., MURTON B.J. (1997) - *Handbook of Seafloor Sonar Imagery*. John Wiley and Sons, Cheichester: 314 pp.

DIMOV L.N. (2002) - Implementing GIS to resolve environmental coastal problems in Varna. *Water Scie. Technol.*, **46**: 161-167.

FISH J.P., CARR A.H. (1991) - *Sound Underwater Images: A guide to the generation and interpretation of sidescan sonar images.* American Underwater Search and Survey Ltd., Lower Cape Publishing: 189 pp.

GENTILE A., RIGGIO S. (2003) - Sviluppo di un database G.I.S. come strumento di gestione in un piano di monitoraggio e controllo dalla fascia costiera. *Biol. Mar. Medit.*, **10** (2): 701-705.

GILI J.M., ROS J. (1985) - Study and cartography of the benthic communities of Medes Islands (NE Spain). *Mar. Ecol.*, **6** (3): 219-238.

MEINESZ A., BOUDOURESQUE C.F., FALCONETTI C., ASTIER J.M., BAY D., BLANC J.J., BOURCIER M., CINELLI F., CIRIK S., CRISTIANI G., DI GERONIMO I., GIACCONE G., HARMELIN J.G., LAUBIER L., LOVRIC A.Z., MOLINIER R., SOYER J., VAMVAKAS C. (1983) - Normalisation des symboles pour la representation et la cartographie des biocenoses benthiques littorales de la Mediterranèe. *Ann. Inst. Oceanogr. Paris*, **59** (2): 155-172.

MEINESZ A. (1985) - Travaux prèsentés lors d'une seance interdisciplinaire sur la cartographie biologique: methodes et exploitation. *Rapp. Procés-Verbaux Reun. Commiss. Int. Explor. Sci. Mer Medit.*, **29** (6): 193-248.

STANBURY K.B., STARR R.M. (1999) - Applications of Geographic Information Systems (GIS) to habitat assessment and marine resource management. *Oceanol. Acta*, **22**: 699-703.

VALAVANIS V.D., GEORGAKARAKOS S., KOUTSOUBAS D., ARVANITIDIS C., HARALABOUS J. (2002) - Development of a marine information system for cephalopod fisheries in eastern Mediterranean. *Bull. Mar. Scie.*, **71**: 867-882.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 485-487

M. Picciulin[1,2], E. Pangaro[1], L. Verginella[2], M. Costantini[2], M. Spoto[2], E.A. Ferrero[1]

[1]C.S.E.E., Dipartimento di Biologia, Università di Trieste, Via L. Giorgieri, 10 - 34127 Trieste, Italia.
[2]C.S.E.E., Riserva Naturale Marina di Miramare - WWF, Viale Miramare, 349 - 34014 Trieste, Italia.
picciuli@ictp.trieste.it

ANDAMENTO DELLE DEPOSIZIONI COLONIALI DI *CHROMIS CHROMIS* (LINNEO, 1758) (POMACENTRIDAE) PRESSO LA WWF-RISERVA NATURALE MARINA DI MIRAMARE (1998-1999 *VS.* 2002-2003)

TREND IN COLONIAL NESTING OF CHROMIS CHROMIS *(LINNEO, 1758) (POMACENTRIDAE) AT THE WWF-NATURAL MARINE RESERVE OF MIRAMARE (1998-1999 VS. 2002-2003)*

Abstract

The number of Chromis chromis *(Pomacentridae) nests on the rocky reef of the Natural Marine Reserve of Miramare has been monitored during the summer seasons 1998-1999 and 2002-2003 (for a total of 128 samplings), showing a significant increase of the nests number through the years. The* C. chromis *reproductive season apparently starts when the water temperature reaches 23 °C.*

Key-words: *marine parks, visual census, reproductive behaviour, fishes.*

Introduzione

Dal 1994, la castagnola *Chromis chromis* (Linneo, 1758) è oggetto di studio all'interno della Riserva Naturale Marina di Miramare (Verginella *et al*., 1999, 2000; Picciulin *et al*., 2001, 2004; Pangaro, 2003), dove la specie si riproduce da giugno a settembre. La castagnola è un pesce temporaneamente territoriale: vive nella colonna d'acqua ma durante la stagione riproduttiva i maschi nidificano sul fondo (Guldenschuh, 1986). La conta dei nidi mediante *visual census* permette quindi una stima del numero dei riproduttori presenti nell'area. Con il presente lavoro si vuole valutare se le nidificazioni di *C. chromis* presso l'area protetta sono aumentate o meno nel tempo.

Materiali e metodi

L'area di studio è costituita da una scogliera artificiale di massi calcarei antistante il castello di Miramare, nella zona *core* della Riserva (45°42'3.5''N-13°42'36.5''E). Essa si snoda per una lunghezza pari a 150m in direzione est-ovest e raggiunge una profondità compresa tra i 6 e i 9 metri. Durante le stagioni riproduttive 1998-1999 e 2002-2003 il numero di maschi *C. chromis* nidificanti presso la scogliera è stato osservato mediante immersioni ARA effettuate a distanza di 2-4 giorni una dall'altra (n=28 nel 1998, n=36 nel 1999, n=29 nel 2002, n=35 nel 2003). Ciò permette un monitoraggio costante della colonia riproduttiva ma implica che gli stessi individui vengano conteggiati in più di un censimento, poiché la durata del ciclo riproduttivo dei singoli maschi varia da 5 a 12 giorni (Picciulin, 1999). Inoltre le nidificazioni di *C. chromis* non sono perfettamente sincrone e

spesso si osservano nuovi nidi con maschi in pre-deposizione accanto a nidi con maschi in deposizione o, raramente, in post-deposizione. Per definire il numero totale di nidificanti a Miramare, quindi, non è possibile sommare il numero degli animali osservati durante i singoli campionamenti; è stato necessario mettere a punto un modello matematico *ad hoc*.

Risultati

È stato descritto l'andamento temporale di una colonia riproduttiva di *C. chromis* prendendo in esame osservazioni quotidiane di maschi nidificanti effettuate in precedenza in una zona molto ristretta della scogliera (Picciulin, 1999); tale andamento è descritto dall'equazione: $y=0{,}00028x^4–0{,}00616x^3+0{,}0296x^2–0{,}04x+1$.

I dati raccolti mediante *visual census* sono stati quindi trasformati in modo che si abbia $N_f = N_i –(N_0*f(x))$ ovvero che il numero di 'nuovi' nidificanti (N_f) sia pari al numero di nidificanti censiti (N_i), cui viene sottratto il numero dei nidificanti già osservati nei giorni precedenti ($N_0*f(x)$) (Tab. 1). Si nota un aumento significativo del rapporto n nidificanti/n campionamenti dal 1998 al 2003 ($y=–13411{,}2 + 6{,}7x$; $r^2=0{,}91$, $r=0{,}95$, $p=0.04$).

Utilizzando i dati di temperatura raccolti *in loco* presso la Riserva di Miramare, si è osservato inoltre che i maschi di *C. chromis* colonizzano il substrato quando la temperatura dell'acqua supera i 23 °C (Tab. 1) per terminare le deposizioni nei primi giorni di settembre, quando la temperatura scende di nuovo permanentemente al di sotto di questo valore.

Tab. 1 - Numero di nidificanti e durata della stagione riproduttiva di *C. chromis* presso la scogliera di Miramare negli anni 1998-1999 e 2002-2003.

Number of nesting males and length of the reproductive season of C. chromis *at the rocky reef of the natural marine reserve of Miramare during the years 1998-1999 and 2002-2003.*

	n. totale nidificanti	n. nidificanti/n. campionamenti	durata stagione riproduttiva	temperatura inizio deposizioni
1998	2973	106	28/06 – 1/09 (68 gg)	23°
1999	3898	108	10/06 – 28/08 (80 gg)	23°
2002	3993	138	01/07 – 3/09 (64 gg)	23°
2003	4794	134	10/06 – 5/09 (88 gg)	23°

Conclusioni

Il numero di nidificanti osservati all'interno della Riserva Naturale Marina di Miramare è aumentato dal 1998 al 2003, suggerendo che la densità massima supportabile dalla zona non sia ancora stata raggiunta. Ciò è rilevante se si considera che la densità di nidificanti all'interno dell'area protetta (19 nidi per m^2) è già di molto superiore a quanto riscontrabile all'esterno (8 nidi per m^2), ovvero presso la scogliera artificiale rocciosa di Grignano, una scogliera rocciosa artificiale localizzato a 200 metri di distanza dalla Riserva (Verginella, 1996). I dati suggeriscono inoltre che l'inizio della stagione riproduttiva di *C. chromis* sia legato al raggiungi-

mento, precoce o tardivo, dei 23 °C della temperatura dell'acqua, in accordo con studi effettuati in laboratorio (Contini e Donato, 1973).

Ringraziamenti

Si ringrazia il dott. A. Bussani e la dott.ssa M. Marchesan per il prezioso aiuto in fase di elaborazione dei dati e per la revisione del testo finale

Bibliografia

CONTINI A., DONATO A. (1973) - Sul ciclo biologico riproduttivo del Teleosteo *Chromis chromis* L. *Mem. Biol. Mar. Oceanogr.*, **3**: 173-184.

GULDENSCHUH G. (1986) - Das Fortpflanzungsverhalten von *Chromis chromis* (L.), dem Mittelmeer-Monchsfish (Pisces:Pomacentridae). Ph.D. Thesis, University of Basel, Switzerland.

PANGARO E. (2003) - Distribuzione spaziale e temporale di castagnola (*Chromis chromis* L.) presso la Riserva Marina di Miramare (Trieste, Italia). Tesi di laurea, Università degli studi di Trieste, Italia.

PICCIULIN M. (1999) - Strategie riproduttive in *Chromis chromis* (Pisces: Pomacentridae). Tesi di laurea, Università degli Studi di Trieste, Italia.

PICCIULIN M., COSTANTINI M., HAWKINS A.D., FERRERO E.A. (2001) - Sound emission of the Mediterranean damselfish *Chromis chromis* (Pomacentridae). *Bioacoustics*, **12**: 236–237.

PICCIULIN M., VERGINELLA L., SPOTO M, FERRERO E.A. (2004) - Colonial nesting and the importance of the brood size in male parasitic reproduction of the Mediterranean damselfish *Chromis chromis* (Pisces: Pomacentridae). *Env. Biol. Fishes*, **70**: 23-30.

VERGINELLA L. (1996) - Studio del comportamento riproduttivo e delle strategie di deposizione negli individui maschi e femmine della specie *Chromis chromis* L.(Pisces: Pomacentridae) da un punto di vista qualitativo e quantitativo. WWF Italia - Riserva Marina di Miramare (internal report).

VERGINELLA L., SPOTO M, CIRIACO S, FERRERO E.A. (1999) - Reproductive ethogram of the Mediterranean damselfish *Chromis chromis* L. (Pisces: Pomacentridae) territorial male. *Boll. Soc. Adriatica,* **78**: 437-454.

VERGINELLA L., SPOTO M, FERRERO E.A. (2000) - Spawning behaviour sequence analysis of the Mediterranean damselfish *Chromis chromis* (Pomacentridae) in the field. *Z. Fischkd*., **5**: 3-10.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 488-491

P. Carbonara, M. Scolamacchia, M.T. Spedicato,
G. Lembo, W. Zupa, R.S. McKinley*

COISPA Tecnologia & Ricerca, Via dei Trulli, 18-20 - 70045 Torre a Mare-Bari, Italia,
carbonara@coispa.it
*University of British Columbia, Vancouver, Canada.

SWIMMING PERFORMANCE AS A WELL-BEING INDICATOR OF REARED SEA-BASS *DICENTRARCHUS LABRAX* (LINNAEUS, 1758). PRELIMINARY RESULTS

PERFORMANCE DI NUOTO COME INDICATORE DI BENESSERE DELLA SPIGOLA DI ALLEVAMENTO DICENTRARCHUS LABRAX *(LINNAEUS, 1758). RISULTATI PRELIMINARI*

Abstract

*Measurements of swimming ability, such as critical swimming speed has been recently used as an useful indicator of fish welfare. This paper presents preliminary results of critical swimming speed trials on reared sea-bass (*Dicentrarchus labrax*; Osteichthyes: Perciformes) as an Operational Welfare Indicator (OWI). Swimming performances were conducted on 43 reared sea-bass. Both Absolute critical swimming speed (cms^{-1}) and relative critical swimming speed (body lengths per second) show significant (R^2=0.58, R^2=0.41 respectively) linear correlations with fish total length. In addition, a subsequent U_{crit} (recovery test) was conducted on a sub-sample of 13 fish and results didn't show any significant difference between U_{crit1} and U_{crit2}, confirming a general well-being of the tested specimens.*

Key-words*: fish welfare, critical swimming speed, repeat swimming,* Dicenthrarcus labrax.

Introduction

Swimming performance is crucial for determining fish survival in natural environment, as it can affect the spawning behaviour, the prey-predator relationship and the habitat utilization (Wolter and Arlinghaus, 2004).

Measurement of swimming ability, such as critical swimming speed (U_{crit}) has been widely used to evaluate the effects of environmental conditions (Farrell *et al.*, 1998) and recently as a useful indicator of farmed fish welfare (McFarlane *et al.*, 2004). Rearing procedures represent indeed the most common sources of stress in aquaculture. Stressors reflect on fish physiology, leading generally to an increase of energy demanding (Cooke *et al.*, 2000), metabolism inefficiency and ultimately can affect the swimming capability (McFarlane *et al.*, 2004).

In addition, the repeatability of the critical swimming speed (recovery test) is considered a useful indicator of fish health (Jain *et al.*, 1998; Farrell *et al.*, 1998).

This paper presents preliminary results of critical swimming performance as an Operational Welfare Indicator (OWI) for reared sea bass (*Dicentrarchus labrax*).

Materials and methods

Fish used in this study were farmed at density <10 kg $(m^3)^{-1}$ in 4500 litre tanks, with natural photoperiod, fed satiation once a day, replacement of water

five times per day and constant temperature (18 °C). Trials were carried out for 43 sea bass ranging in size between 23-38 cm total length (subdivided in three size classes: 23-27 cm, 27.1-33 cm, 33.1-38 cm) and 90-600 g total weight. For swimming performance trials we used a calibrated Blažka style swimming tube with a total length of 123 cm, an inner tube diameter of 24 cm and an external one of 35 cm (Fig. 1).

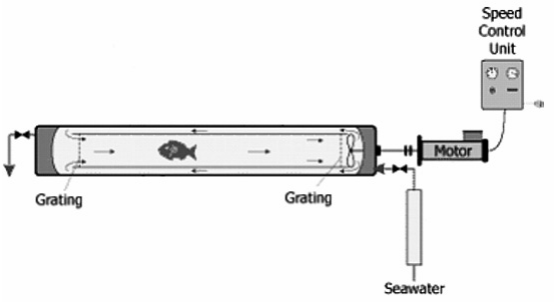


Fig. 1 - Blažka style swimming tube: functional design.
Respirometro secondo Blažka: schema di funzionamento.

Each fish was fasted for a period of 24 hours prior the trials to ensure a post-absorptive state (glycogen consuming stage) (McFarlane *et al.*, 2004). Each sea bass was transferred as soon as possible into the tube, left undisturbed without flow for a minimum of 30 minutes (acclimation tube time), and then subjected to a flow of 10 cms^{-1} for a minimum of 20 minutes (acclimation flow time). After, water velocity was increased at 10 cms^{-1} steps every 20 minute intervals until the fish touched the back grating for more than 5 seconds (fatigue). Absolute U_{crit} (cms^{-1}) was calculated as follows: $U_{crit} = U+((t/\Delta t)*u)$ (Brett, 1964), where U is the last fully completed velocity interval, t the time of fatigue (s), Δt the interval time,

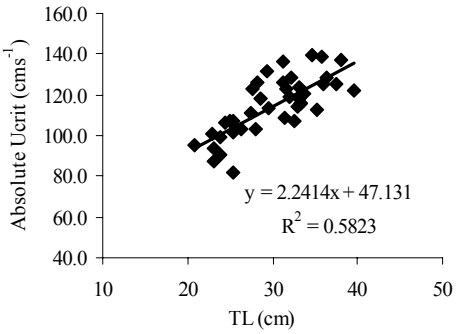


Fig. 2 - Significant ($p<0.05$) positive correlation between TL and absolute U_{crit} described by a linear model. Analysis of variance of the regression: $F_{exp} = 4.08 < F_{obs} = 54.36$ (n=43).
Correlazione positiva e significativa ($p<0.05$) fra lunghezza totale e U_{crit} assoluto secondo un modello lineare. Analisi della varianza della regressione: $F_{exp} = 4.08 < F_{obs} = 54.36$ (n=43).

u the incremental increase in swimming speed in cms^{-1}. According to Smit *et al.* (1971), a correction for the specimens with a maximum width greater than 10% of the inner tube diameter (solid blocking effect) was made using the formula: $U_c = U_m(1+(D_{fish}/D_{cylinder}))$, where U_m was the water velocity in absence of fish, D_{fish} the maximum width of the fish in cm and $D_{cylinder}$ the inner diameter of the swimming tube in cm. Relative U_{crit} was calculated as absolute $U_{crit} \times$ total fish length^{-1} and expressed as body length (cm) per second.

A second U_{crit} test was carried out on a sub-sample of 13 fish after a short recovery period (60 minutes at 10 cms^{-1}).

An analysis of variance of the regression was made to evaluate the relationships between total length and absolute U_{crit}, as well as total length and relative U_{crit}, while a *t test* was performed to compare U_{crit1} and U_{crit2} in the recovery tests.

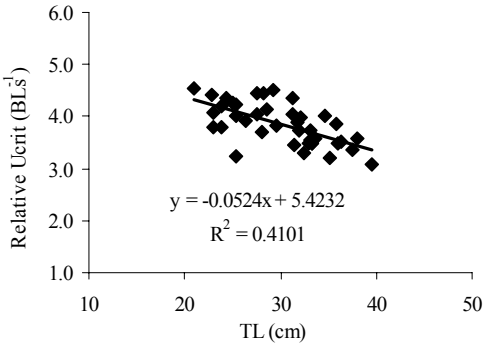


Fig. 3 - Significant ($p<0.05$) negative correlation between TL and relative U_{crit} described by a linear model. Analysis of variance of the regression: $F_{exp} = 4.13 < F_{obs} = 25$ (n=43).
Correlazione negativa e significativa ($p<0.05$) fra lunghezza totale e U_{crit} relativo secondo un modello lineare. Analisi della varianza della regressione: $F_{exp} = 4.08 < F_{obs} = 27.11$ (n=43).

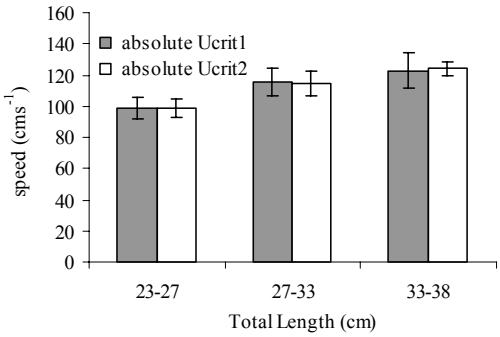


Fig. 4 - Recovery test for the three size classes. No significant difference between U_{crit1} and U_{crit2} ($p > 0.05$).
Recovery test per le tre classi di lunghezza totale. Differenze non significative fra U_{crit1} and U_{crit2} ($p > 0.05$).

Results

Results indicated a mean absolute U_{crit} in the range of 97-127 cms^{-1} and a mean relative U_{crit} in the range of 3.6-4.1 BLs^{-1} (body lengths per second). Remarkable differences in critical swimming speed were found among the three different size classes. Total length showed a significant ($F_{exp}=4.08<F_{obs}=54.36$; $p<0.05$) positive correlation with absolute U_{crit} ($R^2=0.58$) (Fig. 2), and a significant ($F_{exp}=4.13<F_{obs}=25$; $p<0.05$) negative correlation with relative U_{crit} ($R^2=0.41$) (Fig. 3). Fish subjected to a second U_{crit} test performed as in the first swimming test ($p>0.05$) (Fig. 4).

Conclusions

The positive correlation between TL (Total length) and absolute U_{crit}, as well as the negative correlation between TL and relative U_{crit} are in agreement with Brett (1965) and evidenced that although larger fish attain higher absolute critical swimming speeds, they show reduced swimming ability relative to their size. Data from recovery tests showed no significant difference between U_{crit1} and U_{crit2} (*t-test;* $p>0.05$), indicating a significant repeatability of the performance and thus suggesting a general well-being of the specimens tested.

In conclusion, as U_{crit} indicates fish metabolic *status,* these trials also represent a base-line for further studies on other performance indicators for *Dicentrarchus labrax,* such as electromyograms (EMG).

References

BRETT J.R. (1965) - The relation of size to rate oxygen consumption and sustained swimming speed of sockeye salmon (*Onchorhyncus nerka*). *J. Fish. Res. Board Can.*, **22**: 1491-1501.

BRETT J.R. (1964) - The respiratory metabolism and swimming performance of young sockeye salmon. *J. Fish. Res. Board Can.,* **21**: 1183-1226.

COOKE S.J., CHANDROO K.P., BEDDOW T.A., MOCCIA R.D., MCKINLEY R.S. (2000) - Swimming activity and energetic expenditure of captive rainbow trout *Onchorhyncus mykiss* (Walbaum) estimated by electromyogram telemetry. *Aquaculture Res.,* **31**: 495-505.

FARRELL A.P., GAMPERL K., BIRTHWELL I.K. (1998) - Prolonged swimming, recovery and repeat swimming performance of mature sockeye salmon *Onchorhyncus nerka* exposed to moderate hypoxia and pentachlorophenol. *J. Exp. Biol.,* **201**: 2183-2193.

JAIN K.E., BIRTWELL I.K., FARRELL A.P. (1998) - Repeat swimming performance of mature sockeye salmon following a brief recovery period: a proposed measure of fish health and water quality. *Can. J. Zool.,* **76**: 1488-1496.

MCFARLANE W.J., CUBITT K.F., WILLIAMS H., ROWSELL D., MOCCIA R., GOSINE R., MCKINLEY R.S. (2004) - Can feeding status and stress level can be assessed by analyzing pattern of muscle activity in free swimming rainbow trout (*Onchorhyncus mykiss* Walbaum)? *Aquaculture,* **239**: 467-484.

SMIT H., AMELINK-KOUTSTAAL J.M., VIJVERBERG J., VON VAUPEL-KLEIN J.C. (1971) – Oxygen consumption and swimming efficiency of swimming goldfish. *Comp. Biochem. Physiol.*, **39**: 1-28.

WOLTER C., ARLINGHAUS R. (2004) - *Burst and critical swimming speed of fish and their ecological relevance in waterways*. IGB (Berlin) Annual Report 2003: 77-93.

This study was supported by the SFOP (Apulia Region) funds.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 492-495

G. Caruso, F. Gai[1], G.B. Palmegiano[1], F. De Pasquale,
M.T. Costanzo[2], L. Genovese

CNR – IAMC, Sezione di Messina, Spianata S. Raineri, 86 – 98122 Messina, Italia.
gabriella.caruso@iamc.cnr.it
[1]CNR-ISPA, Sezione di Torino, Italia.
[2]Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroforestali e Ambientali, Università di Reggio Calabria, Italia.

EFFETTO DELL'INCLUSIONE DI CONCENTRATO PROTEICO DI RISO NELLA DIETA SULL'ATTIVITÀ PROTEASICA DIGESTIVA DI *PAGELLUS BOGARAVEO* ED *ONCORHYNCHUS MYKISS*

EFFECT OF THE DIETARY INCLUSION OF RICE PROTEIN CONCENTRATE ON THE DIGESTIVE PROTEASES OF PAGELLUS BOGARAVEO *AND* ONCORHYNCHUS MYKISS

Abstract

Different amounts of rice protein concentrate (CPR) were included into three experimental diets and supplied to reared Pagellus bogaraveo *and* Oncorhynchus mykiss *(Pisces, Sparidae and Salmonidae) in order to compare the effects of the three different diets on the digestive proteases. An opposite behaviour of the enzyme patterns was observed in the two species, with a significant increase in the levels of total proteases, trypsin and chymotrypsin, in* P. bogaraveo*, while a reduction of protease activity occurred in the stomach in* O. mykiss*.*

Key-words*: enzymes, diets, proteins,* Pagellus bogaraveo, Oncorhynchus mykiss*.*

Introduzione

La formulazione di diete artificiali rispondenti alle esigenze nutrizionali delle specie in allevamento intensivo richiede una conoscenza approfondita delle capacità digestive degli stessi individui (Genovese *et al*., 1995; Caruso *et. al*., 2003). Derivati del riso, ed in particolare la farina di riso, vengono da tempo utilizzati quali ingredienti leganti nella composizione della pastura adoperata nella pesca artigianale, trovando per le loro proprietà nutrizionali ampia applicazione in zootecnia nella preparazione di diete per pesci e crostacei, soprattutto in Estremo Oriente; nonostante ciò, non sono tuttora noti gli effetti derivanti dalla loro somministrazione sui processi digestivi di specie allevate. Uno studio è stato condotto al fine di valutare la possibilità di inclusione del concentrato proteico di riso (CPR), derivante da un processo tecnologico atto a purificare la matrice originaria concentrandone le proteine a scapito degli amidi, nelle normali diete per specie ittiche carnivore in allevamento. Quale primo approccio, è stato indagato il pattern delle attività proteasiche digestive di due specie di interesse in acquacoltura, *Pagellus bogaraveo* ed *Oncorhynchus mykiss,* in risposta all'inclusione di dosi crescenti dell'ingrediente nella dieta.

Materiali e metodi

Gli esemplari oggetto di esame (*P. bogaraveo* ed *O. mykiss* del peso medio di 81.76 ± 10.30 g e 62.42 ± 0.25 g rispettivamente) sono stati allevati presso gli impianti sperimentali in intensivo annessi all'Istituto IAMC di Messina e all'Isti-

tuto ISPA di Torino. Per *P. bogaraveo* sono stati allestiti 6 lotti sperimentali, composti da 10 esemplari ciascuno, stabulati in vasche (1.5 m^3) a circuito aperto (T °C: 21.67 ± 2.33, O_2 ppm: 4.92 ± 0.17), ripartiti in 3 gruppi alimentati con diete a concentrazione crescente di CPR (dieta A, controllo, priva di CPR; dieta B, contenente il 20%; dieta C, contenente il 35%), isoproteiche, isolipidiche ed isocaloriche. Ciascun gruppo è stato testato in duplicato. Per *O. mykiss* le condizioni sperimentali prevedevano 12 lotti composti da 30 esemplari ciascuno, stabulati in vasche (1.5 m^3) a circuito aperto (T °C: 13.47 ± 0.15, O_2 ppm: 8.02 ± 0.38), ripartiti in 4 gruppi, ciascuno con 3 repliche. Dei 4 gruppi, tre venivano alimentati rispettivamente con le diete A, B, C, come per *P. bogaraveo*, ed un quarto veniva alimentato con una quarta dieta (D) contenente il 53% di concentrato proteico. I mangimi sono stati somministrati in due razioni giornaliere in ragione dell'1.5% della biomassa umida, per un periodo di tempo pari a 15 settimane; la loro composizione è riportata in dettaglio in Tab. 1.

Per la determinazione del contenuto in enzimi digestivi, 3 individui per ciascun lotto sono stati sacrificati 4 h dopo la somministrazione del mangime. I tratti digerenti sono stati suddivisi in differenti porzioni (stomaco, ciechi pilorici ed intestino), sui quali omogenati sono state condotte le determinazioni di proteasi totali (secondo Kunitz, 1947), tripsina e chimotripsina (secondo Hummel, 1959). Tutti i valori ottenuti sono stati espressi in termini di attività specifiche (U/mg proteina) e sottoposti ad analisi della varianza (ANOVA).

Tab. 1 - Composizione delle diete sperimentali.
Composition of the experimental diets.

	Dieta A Controllo	Dieta B	Dieta C	Dieta D
Concentrato proteico di riso (%)	0	20	35	53
Farina di pesce	57	36	20,5	2
Amido di mais	9	9	9	9
Orzo decorticato fioccato	23,5	24,5	25	25,5
Olio di pesce	6	6	6	6
Lievito di birra	2	2	2	2
Bentonite	1,5	1,5	1,5	1,5
Miscela minerale	0,5	0,5	0,5	0,5
Miscela vitaminica	0,5	0,5	0,5	0,5
Composizione chimica				
Analisi (% peso secco)				
Proteina grezza	48,06	47,11	46,87	46,95
Estratto etereo	14,34	13,72	13,47	13,62
Fibra grezza	1,98	2,33	2,93	3,09
Ceneri	10,12	8,08	6,4	5,76

Risultati

La Tab. 2 riporta la distribuzione degli enzimi digestivi nelle due specie, in relazione alle diverse diete ed organi esaminati. Negli esemplari di *P. bogaraveo*, all'aumentare del livello di inclusione di CPR nella dieta, è stata osservata una tendenza all'aumento delle attività specifiche di proteasi totali, tripsina e chimotripsina, in tutte le porzioni esaminate del tratto digerente. Tuttavia è solo nel tratto intestinale e con la dieta C che tutte le attività enzimatiche hanno subito un aumento significativo ($F = 22.88$, 18.57, 29.40, $P < 0.01$, $n = 6$ per proteasi totali, tripsina e chimotripsina, rispettivamente).

A differenza di quanto rilevato in *P. bogaraveo*, in *O. mykiss* la progressiva inclusione di CPR nella dieta non ha comportato variazioni statisticamente significative nell'attività specifica degli enzimi esaminati nelle diverse sezioni del tratto

Tab. 2 - Valore medio (± deviazione standard, n = 9) di enzimi digestivi misurato in *Pagellus bogaraveo* e *Oncorhynchus mykiss* alimentati con mangimi a diverso contenuto di concentrato proteico di riso (CPR). I dati sono espressi in U/mg di proteina.

Mean value (± standard deviation, n =9) of digestive enzymes found in specimens of Pagellus bogaraveo *and* Oncorhynchus mykiss *fed on diets differing each other for their content of rice protein concentrate (CPR). Data are reported as U/mg of protein.*

		Pagellus bogaraveo			*Oncorhynchus mykiss*			
Dieta	Enzima	stomaco	ciechi	intestino	stomaco	ciechi	int.medio	int.caudale
A	proteasi totali	5.20 ± 2.17	3.26 ± 0.39	2.04 ± 0.43	2.90 ± 2.66	1.10 ± 0.07	0.76 ± 0.03	0.56 ± 0.02
0%	tripsina		0.71 ± 0.15	0.28 ± 0.07		0.09 ± 0.05	0.19 ± 0.17	0.07 ± 0.04
CPR	chimotripsina		0.72 ± 0.07	0.64 ± 0.01		0.10 ± 0.07	0.13 ± 0.08	0.06 ± 0.02
B	proteasi totali	6.68 ± 1.59	3.74 ± 0.82	2.44 ± 0.35	2.55 ± 2.12	1.03 ± 0.05	0.95 ± 0.05	0.49 ± 0.01
20%	tripsina		0.88 ± 0.43	0.72 ± 0.25		0.13 ± 0.08	0.22 ± 0.14	0.08 ± 0.04
CPR	chimotripsina		0.80 ± 0.05	0.60 ± 0.08		0.13 ± 0.08	0.24 ± 0.16	0.06 ± 0.05
C	proteasi totali	8.51 ± 1.77	3.94 ± 1.21	4.87 ± 0.93	2.41 ± 1.66	0.84 ± 0.03	0.84 ± 0.02	0.50 ± 0.02
35%	tripsina		0.72 ± 0.37	0.95 ± 0.26		0.15 ± 0.09	0.29 ± 0.21	0.09 ± 0.03
CPR	chimotripsina		0.43 ± 0.04	1.34 ± 0.07		0.15 ± 0.09	0.22 ± 0.10	0.09 ± 0.06
D	proteasi totali				1.52 ± 1.38	1.24 ± 0.09	0.88 ± 0.08	0.57 ± 0.02
53%	tripsina					0.08 ± 0.06	0.25 ± 0.12	0.14 ± 0.05
CPR	chimotripsina					0.08 ± 0.06	0.25 ± 0.13	0.11 ± 0.10

digerente fatta eccezione per l'attività delle proteasi totali che è risultata diminuita ($F = 3.28$, $P < 0.05$, $n = 6$) nello stomaco dei pesci alimentati con la dieta D (contenente il livello di inclusione di CPR più elevato).

Conclusioni

Il confronto fra i livelli di enzimi digestivi riscontrati nei diversi lotti sperimentali ha evidenziato come gli effetti conseguenti alla somministrazione del CPR sulle potenzialità digestive siano sia specie- che dose-dipendenti. Lo studio ha pertanto confermato quanto finora noto sulle variazioni di attività degli enzimi digestivi al seguito di modifiche nella composizione della dieta, permettendo, sulla scorta dei risultati ottenuti, di trarre alcune utili considerazioni in termini

applicativi, per la formulazione dei protocolli nutrizionali. Infatti, i cambiamenti indotti sugli enzimi digestivi dall'introduzione nella dieta del CPR inducono a considerare tale ingrediente rispondente alle necessità metaboliche di *P. bogaraveo*, per la sua azione stimolante le capacità digestive sulla componente proteica della dieta; tale effetto è stato infatti rilevato sia a dosi medie che elevate e potrebbe essere collegato alla stessa natura proteica del concentrato di riso. In *O. mykiss* sarebbe non consigliabile somministrare CPR alle dosi più elevate, in quanto ciò comporterebbe effetti depressivi sulle capacità digestive a livello gastrico, mentre fino ad un livello di inclusione di CPR nella dieta pari al 35% (dieta C) rimarrebbero valide anche per tale specie le conclusioni riportate per *P. bogaraveo*. Una simile riduzione dei livelli di attività proteasica era stata indotta in *P. bogaraveo* dalla somministrazione di olio di pesce (Caruso *et al*., 2003). Data l'utilità della ricerca condotta per un primo screening del CPR quale potenziale ingrediente della dieta delle specie esaminate, per la scarsità di informazioni finora disponibili in letteratura in tal senso (Gasco *et al*., 2005), ulteriori studi saranno comunque necessari per verificare gli andamenti ottenuti, saggiando anche in *P. bogaraveo* gli effetti indotti da livelli elevati (53%) di CPR ed estendendo le osservazioni anche alla digeribilità ed alle prestazioni zootecniche dei pesci alimentati con tale ingrediente.

Bibliografia

CARUSO G., GENOVESE L., MANGANARO A., MAIMONE G., MANCUSO M, PALMEGIANO G.B. (2003) - Enzimi digestivi in *Pagellus bogaraveo*: tre diete a confronto. *Biol. Mar. Medit.,* **10**: 430-433.

GASCO L., PALMEGIANO G.B., GAI F., DAPRÀ F., SICURO B., GUO K., ZOCCARATO I. (2005) - Use of rice protein concentrate in rainbow trout feeding: preliminary results. *Ital. J. Anim. Sci.,* **4**: 591-593.

GENOVESE L., PATTI F., CARUSO G. (1995) - Studies on the digestive cycle in the amberjack (*Seriola dumerilii*) (Risso, 1810) in intensive rearing. *Oebalia*, **21**: 5-15.

HUMMEL B.C.W. (1959) - A modified spectrophotometric determination of chymotrypsin, trypsin and thrombin. *Can. J. Bioch. Physiol.,* **37**: 1393-1399.

KUNITZ M. (1947) - Crystalline soybean trypsin inhibitor. II. General properties. *J. Gen. Physiol*., **320**: 291-310.

La presente ricerca è stata sostenuta da fondi del progetto MIPAF (VI Piano triennale).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 496-499

L.A. Chessa, A. Pais, A. Ruiu, S. Serra

Sezione di Acquacoltura ed Ecologia Marina, Dipartimento di Scienze Zootecniche, Università di Sassari, Via E. De Nicola, 9 - 07100 Sassari, Italia.
chessa@uniss.it

ACCRESCIMENTO IN *LONG-LINE* DI *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* LMK. NELLO STAGNO DI CALICH (SARDEGNA NORD-OCCIDENTALE)

GROWTH OF LONG-LINE CULTURED MYTILUS GALLOPROVINCIALIS *LMK. IN THE CALICH LAGOON (NORTH-WESTERN SARDINIA)*

Abstract

The Mediterranean mussel Mytilus galloprovincialis *(Bivalvia, Mytilidae) was long-line cultured in two different areas of the Calich lagoon (NW Sardinia, Italy). Several physical and chemical water parameters, chlorophyll* a *and sedimentation rate were measured in the two culture stations and in a third considered as a control. Mussel growth rate was similar in the two stations. It was positively affected by the increase of water temperature and chlorophyll* a *concentration and negatively by oxygen depletion.*

Key-words: Mytilus galloprovincialis*, mussel culture, coastal lagoons, Sardinia.*

Introduzione

La specie di mitilo maggiormente utilizzata nel mondo per attività di molluschicoltura è *Mytilus edulis* L., ma quella commercialmente più sfruttata in Mediterraneo è senza dubbio *M. galloprovincialis* Lmk., un tempo allevata in impianti fissi (Sacchi e Renzoni, 1962).

Attraverso lo studio degli accrescimenti in *long-line* di questo bivalve, la presente indagine ha avuto come obiettivo una possibile ulteriore modalità di sfruttamento dell'elevata produttività primaria che caratterizza lo stagno di Calich (Sardegna Nord-occidentale), già evidenziata in precedenti ricerche (Chessa *et al.*, 2005).

Materiali e metodi

Ai fini dello studio sono stati installati 2 impianti di allevamento in *long-line* in 2 diverse zone dello stagno di Calich: una più interna (stazione 1) ed una più esterna (stazione 2). È stata inoltre scelta un'area di controllo dei principali parametri dell'acqua (stazione 3) più vicina al canale a mare rispetto alle precedenti (Fig. 1). La profondità minima nei siti di impianto era di circa 2 m e le strutture utilizzate (di dimensioni pari a 20×1 m) erano del tipo a 2 ventie. Su ciascuna di esse sono state fissate 3 reste lunghe 1,5 m, in cui sono stati immessi mitili da ingrasso di circa 40 mm di lunghezza provenienti dal Golfo di Olbia (Sardegna Nord-orientale). I molluschi sono stati preventivamente immersi nello stagno all'interno di ceste per favorire l'adesione del bisso. Su un campione di 200 individui sono stati quindi effettuati i rilevamenti biometrici iniziali di lunghezza, altezza e spessore.

I mitili sono stati seminati alla fine del novembre 2003 ed i controlli morfometrici di 50 esemplari prelevati random in ciascuna resta (300 individui per stazione) sono proseguiti con cadenza bimestrale fino al settembre 2004. Mensil-

mente, inoltre, in ciascuna delle 2 stazioni di allevamento ed in quella di controllo, sono stati determinati, mediante sonda CTD, i valori di temperatura, salinità, ossigeno disciolto e pH dell'acqua. Nelle stesse 3 stazioni è stata altresì misurata la concentrazione di clorofilla *a* e, per mezzo di coni Imhoff posizionati sul fondo, valutata l'entità della sedimentazione.

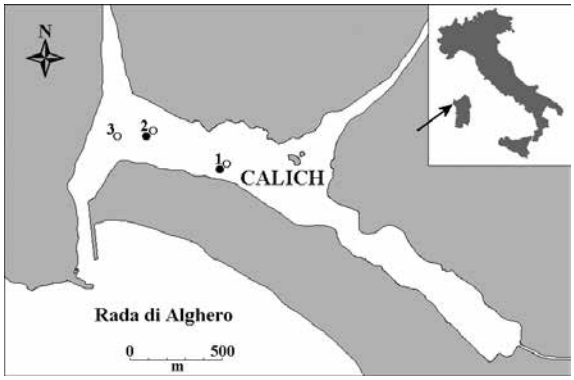


Fig. 1 - Area di studio. Stazioni di allevamento dei mitili = 1, 2 (cerchi neri); monitoraggio dei parametri dell'acqua = 1, 2, 3 (cerchi bianchi).
Study area. Mussels culture stations = 1, 2 (black circles); water parameters monitoring stations = 1, 2, 3 (white circles).

Risultati

A partire da un valore medio di lunghezza pari a 40,8±3,7 mm, dopo 10 mesi i mitili hanno raggiunto dimensioni simili nelle 2 stazioni (65,6±5,3 mm nella stazione 1 e 64,9±5,0 mm nella stazione 2), con incrementi medi comparabili (ANOVA: $F_{(1, 598)}=1{,}62$; $p>0{,}05$). Le relative curve di crescita (Fig. 2) hanno mostrato per entrambi i siti l'esistenza di 3 fasi: nella prima (inverno) l'incremento di lunghezza registrato è stato abbastanza modesto; durante la seconda (primavera-inizio estate) l'aumento delle dimensioni dei mitili è stato rapido; la terza (estate inoltrata), invece, ha evidenziato un marcato rallentamento della crescita.

Confrontando le distribuzioni di frequenza delle taglie massime raggiunte dai molluschi nelle 2 stazioni sono stati osservati valori simili. Tuttavia, mentre nella stazione 1 sono apparse maggiormente rappresentate le classi di taglia piccole e medie (da 55 a 70 mm), nella stazione 2 è stata osservata una leggera prevalenza di quelle più grandi (≥75 mm). La mortalità dei mitili allevati, inoltre, è risultata particolarmente contenuta (<10%).

Per quanto concerne la clorofilla *a* (Fig. 3a), essa ha mostrato 2 picchi di concentrazione in tutte e 3 le stazioni: il primo (maggio) ha coinciso con il periodo di rapido accrescimento dei mitili, il secondo (agosto) con la fase di stasi. L'incremento iniziale della crescita può essere spiegato con il repentino innalzamento dei valori medi di clorofilla *a* e di temperatura registrati tra marzo e maggio (Figg. 3a, 3b). D'altra parte, temperatura ed ossigeno disciolto (Figg. 3b, 3c) possono aver costituito fattori limitanti tra luglio e settembre, per eccesso e difetto rispettivamente.

I valori di salinità e pH (non riportati) sono sempre apparsi nei limiti della norma e c'è quasi sempre stata una considerevole uniformità dei dati rilevati in tutte le stazioni. Anche l'entità della sedimentazione mensile è stata simile per le 3 stazioni (Fig. 3d). Il notevole valore registrato in settembre nella stazione 1, sicuramente non attribuibile ad eventi di dilavamento causati da piogge intense, appare tuttavia difficilmente spiegabile.

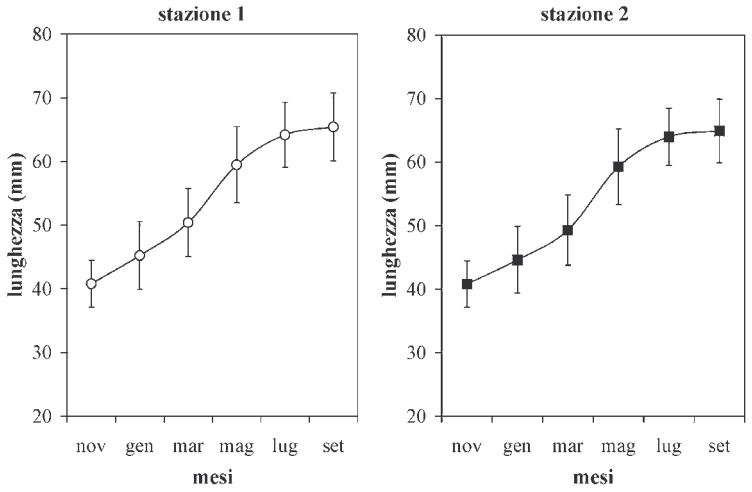


Fig. 2 - Crescita dei mitili nelle due stazioni di allevamento (lunghezza totale media ± DS).
Mussels growth in the two stations (mean total length ± SD).

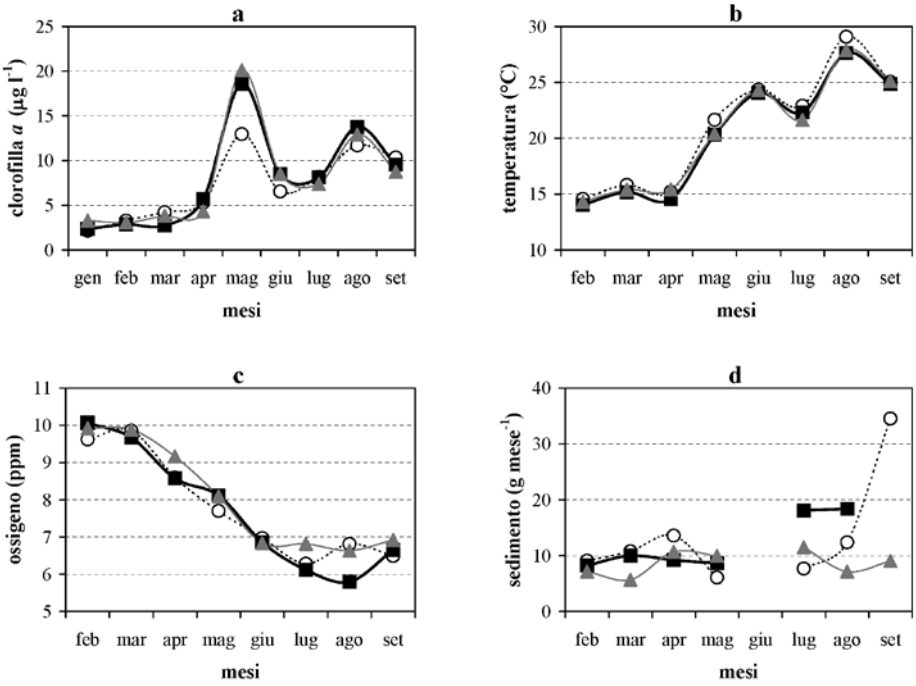


Fig. 3 - Valori medi di clorofilla *a* (a), temperatura (b), ossigeno disciolto (c) e sedimentazione (d) registrati nel corso della ricerca. Stazione 1=cerchi; stazione 2=quadrati; stazione 3=triangoli.

Mean values of chlorophyll a *(a), temperature (b), dissolved oxygen (c) and sedimentation rate (d) recorded during the study. Station 1=circles; station 2=squares; station 3=triangles.*

Conclusioni

Gli accrescimenti medi mensili di lunghezza di *M. galloprovincialis* ottenuti nel corso di questa ricerca (pari a circa 2,4 mm) sono del tutto comparabili a quelli ottenuti da altri Autori sia in zone dell'Atlantico orientale interessate da alti flussi di corrente ed elevati carichi trofici (Fuentes *et al.*, 1994; Babarro *et al.*, 2003), sia in un'area dell'Adriatico caratterizzata da considerevoli valori di produttività primaria (Ceccherelli e Barboni, 1983; Ceccherelli e Rossi, 1984).

Le 2 stazioni esaminate, sebbene contraddistinte da livelli di confinamento differenti, hanno prodotto la stessa risposta in termini di crescita dei mitili. I risultati di questo studio confermano ancora una volta l'elevato grado di trofia dello stagno di Calich e le sue notevoli potenzialità per l'allevamento di molluschi bivalvi eduli.

Ringraziamenti

Si ringraziano Gesumino Spanu ed Antonio Fenu per la preziosa collaborazione fornita nel corso della ricerca.

Bibliografia

BABARRO J.M.F., LABARTA U., FERNANDEZ-REIRIZ M.J. (2003) - Growth patterns in biomass and size structure of *Mytilus galloprovincialis* cultivated in the Ria de Arousa (north-west Spain*). J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **83**: 151-158.

CECCHERELLI V.U., BARBONI A. (1983) - Growth, survival and yield of *Mytilus galloprovincialis* Lamk. on fixed suspended culture in a bay of the Po River Delta. *Aquaculture*, **34**: 101-114.

CECCHERELLI V.U., ROSSI R. (1984) - Settlement, growth and production of the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **16**: 173-184.

CHESSA L.A., PAESANTI F., PAIS A., SCARDI M., SERRA S., VITALE L. (2005) - Perspectives for the development of low impact aquaculture in a Western Mediterranean lagoon: the case of the carpet clam *Tapes decussatus. Aquacult. Int.*, **13** (1-2): 147-155.

FUENTES J., REYERO I., ZAPATA C., ALVAREZ G. (1994) - Production traits of the mussel *Mytilus galloprovincialis* cultured in Galicia (NW of Spain): relative effects of source of seed and growing environment. *Aquaculture*, **122**: 19-31.

SACCHI C.F., RENZONI A. (1962) - L'ecologie de *Mytilus galloprovincialis* (Lam.) dans l'etang littoral du Fusaro et les rythmes annuels et nycthéméraux des facteurs environnants. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli*, **32** (Suppl.): 255-293.

Lavoro eseguito con contributo della Fondazione Banco di Sardegna e del Fondo di Ateneo (ex 60%).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 500-503

C. Fabbro, E. Crevatin, P. Del Negro

OGS Dipartimento di Oceanografia Biologica, Via Auguste Piccard, 54 - 34010 Trieste, Italia.
pdelnegro@ogs.trieste.it

MOLLUSCHICOLTURA IN ACQUE COSTIERE E SVILUPPO DI *VIBRIO* SP.

MUSSEL FARM IN COASTAL SEAWATERS AND VIBRIO *SP. DEVELOPMENT*

Abstract

The aim of this work was to study the role of mussel farms on bacteria community and in particular on the Vibrio *sp. development. Marine bacteria and* Vibrio *abundances were detected from two stations in the Gulf of Trieste for one year. 200* Vibrio *strains isolated from TCBS plates were submitted to biochemical characterization. Some suspected* V. parahaemolyticus *were submitted to genetic caracterization.*

Key-words*:* Vibrio parahaemolyticus*, marine environment, identification, PCR, tox R.*

Introduzione

I microrganismi appartenenti al genere *Vibrio* comprendono batteri Gram negativi, anaerobi facoltativi, ampiamente distribuiti nell'ambiente acquatico e colonizzatori del tratto digerente di molluschi e pesci. I *Vibrio* sono stati indicati dall'OMS quali temibili agenti eziologici di gastroenteriti acute, setticemie e infezioni sistemiche (*Vibrio vulnificus)* e infezioni alla pelle (*Vibrio parahaemolyticus)* (Daniels *et al*., 2000; West, 1989; De Paola *et al*., 2003).

I *Vibrio* sono autoctoni delle coste marine tropicali e temperate ma sono stati isolati anche da acque reflue e acque estuariali (Rapporti ISTISAN, 2003). Dati recenti sulla qualità delle acque costiere italiane evidenziano una crescente frequenza nell'isolamento di batteri appartenenti al genere *Vibrio* (Dionisi *et al*., 2003). L'emergente problematica igienico-sanitaria, rappresentata soprattutto dalle specie autoctone *V. parahaemolyticus* e *V. vulnificus,* riguarda sia la gestione delle zone di balneazione e di acquacoltura, che il commercio dei prodotti ittici (Rapporti ISTISAN, 2003).

Al fine di valutare il ruolo svolto da una mitilicoltura sullo sviluppo della comunità batterica ed in particolare delle *Vibrionaceae*, è stata condotta una ricerca in due stazioni del Golfo di Trieste: la stazione C1, situata a circa 200 m dalla costa (profondità 15 m), all'interno della riserva Marina di Miramare, e la stazione D2, posizionata a circa 1200 m dalla costa (profondità 9 m), all'interno di un allevamento long-line di molluschi della specie *Mytilus galloprovincialis,* nella Baia di Panzano.

Materiali e metodi

Da gennaio a dicembre 2003 sono stati raccolti mensilmente i principali parametri chimico-fisici, mediante l'utilizzo di una sonda multiparametrica, e, con un sistema di campionamento intelligente "Mini-rosetta" (1016 GENERAL OCEANIC) equipaggiato con bottiglie Niskin da 5 l, sono stati prelevati campioni d'acqua in

superficie e sul fondo per valutare l'abbondanza batterica sia mediante conteggio diretto in microscopia ad epifluorescenza (Porter e Feig, 1980), sia mediante conteggio delle UFC su terreno ZoBell (ZoBell, 1934). L'abbondanza dei batteri presumibilmente appartenenti al genere *Vibrio* è stata determinata per mezzo di conteggi diretti su TCBS agar utilizzando il metodo FDA-BAM (FDA-BAM, 1995) adattato alla matrice acquosa.

Ogni mese dalle colture in TCBS agar sono state prelevate circa 15 colonie sospette e subcoltivate su TSA 3%NaCl, per verificarne la purezza; i ceppi isolati sono stati sottoposti a caratterizzazione fenotipica per verificarne l'effettiva appartenenza alle *Vibrionaceae* (FDA-BAM, 1995). È stato così possibile selezionare circa 200 ceppi che mostravano risposte coerenti con quelle del genere *Vibrio*.

Successivamente tali ceppi sono stati sottoposti ad identificazione biochimica utilizzando i due sistemi standardizzati API E e API NE (bioMérieux®sa).

Su alcuni ceppi identificati come *V. parahaemolyticus* è stata effettuata la caratterizzazione molecolare attraverso l'identificazione del gene *ToxR* specifico per *V. parahaemolyticus*; a tal fine è stata utilizzata la stessa coppia di primers di base tox R-F: 5'GTCTTCTGACGCAATCGTTG-3' e tox R-R: 5'-ATACGAGTGGT-TGCTGTCATG-3' (Kim *et al*., 1999).

Risultati

Raggruppando i valori delle abbondanze batteriche rilevati nel corso dell'anno (Fig. 1), si osserva una distribuzione più o meno simile nelle due stazioni considerate, con il valore mediano più elevato nella stazione D2 sia in superficie che al fondo.

Anche la frazione coltivabile del popolamento batterico è più abbondante nella stazione D2, soprattutto in superficie (Fig. 2).

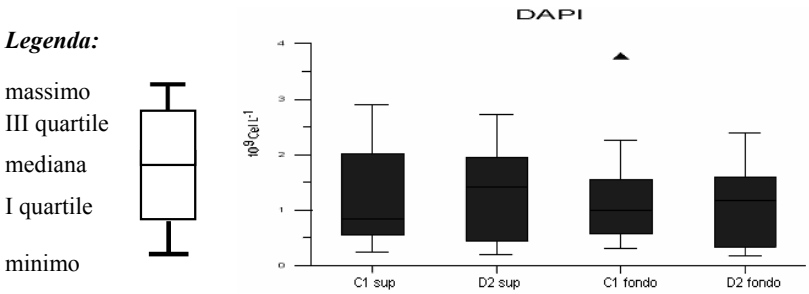


Fig. 1 - Box-plots relativi alle abbondanze batteriche (109 cell/l) nelle stazioni C1 e D2.
Box-plots of bacterial abundances (109 cell/l) in C1 and D2 stations.

La stazione D2 si caratterizza anche per la maggior abbondanza dei batteri presumibilmente appartenenti al genere *Vibrio* (Fig. 3) che raggiungono, sia in superficie che al fondo, valori superiori anche di 20 volte rispetto a quelli osservati in C1.

I presunti *Vibrio* sono stati identificati per via biochimica con i sistemi API 20E e/o da API 20NE e sulla base del "sospetto fenotipico" 26 ceppi batterici,

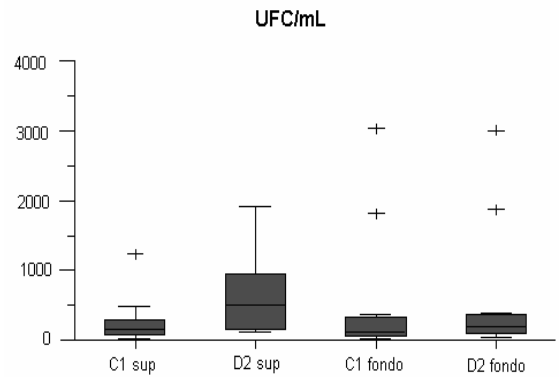


Fig. 2 - Box-plots relativi alle abbondanze (UFC/ml) dei batteri eterotrofi coltivabili nelle stazioni C1 e D2.
Box-plots of abundances of heterotrophic coltivable bacteria (UFC/ml) in C1 and D2 stations.

ascritti alla specie *V. parahaemolyticus,* (16 provenienti da D2 e 10 da C1), sono stati sottoposti a caratterizzazione molecolare per verificare l'appartenenza alla specie e di conseguenza l'affidabilità dei kit.

L'analisi molecolare ha confermato l'appartenenza alla specie *V. parahaemolyticus* di 13 dei 16 ceppi provenienti dalla stazione D2, mentre nessuno dei "sospetti" provenienti da C1 è risultato positivo.

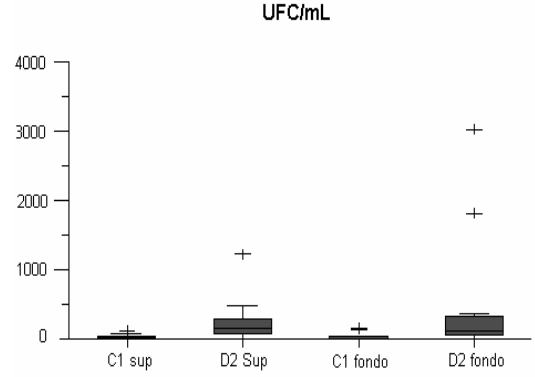


Fig. 3 - Box-plots relativi alle abbondanze (UFC/ml) dei presunti Vibrio nelle stazioni C1 e D2.
Box-plots of abundances of presumptive Vibrio (UFC/ml) in C1 and D2 stations.

Conclusioni

L'abbondanza di presunti *Vibrio* è risultata più elevata nella stazione D2, localizzata all'interno di una mitilicoltura, inoltre nel medesimo sito è stata confer-

mata la presenza di *V. parahaemolyticus* utilizzando la caratterizzazione molecolare. Ciò lascia presumere una relazione tra la presenza delle mitilicolture e lo sviluppo delle *Vibrionaceae*.

La caratterizzazione molecolare dei ceppi per mezzo della PCR ha messo in luce inoltre la poca affidabilità dell'identificazione fenotipica, effettuata con i kit API E e API NE, al momento considerati attendibili per una rapida identificazione delle Vibrionacee potenzialmente patogene. La discrepanza tra i risultati delle due diverse caratterizzazioni effettuate ha messo in evidenza come per i ceppi autoctoni di *V. parahaemolyticus* alcune risposte biochimiche (tra cui fermentazione di mannosio e arabinosio, decarbossilazione dell'ornitina) non siano univoche né determinanti. Ciò si ripercuote su diversi aspetti igienico-sanitari: non c'è ancora la capacità di individuare rapidamente possibili *Vibrio* patogeni nell'ambiente e quindi di definire un metodo di monitoraggio nelle zone di balneazione e di acquacoltura, ma è problematico anche l'aspetto riguardante il commercio di prodotti ittici poiché esiste sia il rischio di una sovrastima della presenza di *Vibrio* spp., che comporta il blocco dei prodotti in questione, sia quello di una mancata determinazione di specie patogene.

Bibliografia

DANIELS N.A., MACKIMAN L., BISHOP R., ALTEKRUSE S., RAY B., HAMMOND R.M., THOMPSON S., WILSON S., BEAN N.H.,GRIFFIN P.M., SLUTSKER L. (2000) - *Vibrio parahaemolyticus* infections in the United States,1973-1998. *J. Infect. Dis.,* **181**: 1661-1666.

DEPAOLA A., NORDSTROM J.L., BOWERS J.C., WELLS J.G., COOK D.W. (2003) - Seasonal abundance of total and pathogenic *Vibrio parahaemolyticus* in Alabama Oysters. *Appl. Environ. Microbiol.,* **69** (3): 1521-1526.

DIONISI A., SCHINAIA N., ARCIERI R., RIPABELLI G., LUZZI I. (2003) - Associazione tra balneazione ed infezioni gastroenteriche. *Ann. Ist. Super. Sanità,.* **39** (1): 29-34.

FDA (1995) - Bacteriological Analytical Manual, 8th Edition. 9: 9.01-9.27.

ISTISAN (2003) - *Ann. Ist. Super. Sanità,* **39** (1): 35-45.

KIM Y.B., OKUDA J., MATSUMOTO C., TAKAHASHII N., HASHIMOTO S., NISHIBUCHI M. (1999) - Identification of *Vibrio parahaemolyticus* Strains at the Species Level by PCR Targeted to the *toxR* Gene. *J. Clin. Microbiol.,* **37**: 1173-1177.

PORTER K.G., FEIG Y.S. (1980) - The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr*., **25**: 943-948.

WEST PA. (1989) - The human pathogenic *Vibrios*. A public health update with environmental perspectives. *Epidemiol. Infect*., **103**: 1-34.

ZOBELL C. (1934) - Microbiological activities at low temperatures with particular reference to marine bacteria. *Q. Rev. Biol*., **9**: 460-466.

Il presente studio è stato svolto nell'ambito del progetto "Sviluppo di criteri di valutazione del rischio ambientale e sanitario associato a microorganismi patogeni in ambienti acquatici" promosso dal Ministero della Salute e dall'ISPESL e coordinato dalla dott.ssa M. Manganelli.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 504-506

V. Figus, V. D'Amico, S.L. Loddo, N.L. Siddu, G. Canestri Trotti*

Dip. Biologia animale ed Ecologia, Università di Cagliari, Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
vfigus@unica.it
*Dip. Biologia animale e dell'Uomo, Università di Torino, Italia.

BIODIVERSITÀ ELMINTICA IN *SPICARA* SPP. (PISCES: CENTRACANTHIDAE) DELLE COSTE MERIDIONALI DELLA SARDEGNA, ITALIA

HELMINTH BIODIVERSITY AMONG SPICARA *SPP. (PISCES: CENTRACANTHIDAE) FROM THE SOUTH COAST OF SARDINIA, ITALY*

Abstract

Data on the helminth parasites of Spicara flexuosa*,* S. maena *and* S. smaris *from the Southern Sardinian Coast are reported. The Shannon-Wiener diversity index, the evenness, the richness and the mean species richness of the observed parasites were calculated. The results obtained indicate that* S. smaris *and* S. maena *are parasitologically more similar than the conspecific* S. flexuosa *and* S. maena*.*

***Key-words*:** *helminth parasites,* Spicara flexuosa*,* S. maena, S. smaris, *Southern Sardinia.*

Introduzione

Le specie del genere *Spicara*: Garizzo, *S. flexuosa* Rafinesque, 1810, Menola, *S. maena* (L.) e Zerro, *S. smaris* (L.), vivono in tutto il Mar Mediterraneo, nel Mar Nero e nell'Oceano Atlantico dal Portogallo fino alle Canarie. Queste specie condividono in parte lo stesso tipo di habitat: i fondali fangosi e rocciosi. Le ultime due specie vivono nelle praterie di *Posidonia* fino a 170 m di profondità mentre la prima vive sui fondali sabbiosi fino a 130 m. La differenziazione di tali specie è confermata da Tortonese (1975, 1986) che tuttavia segnala come la variazione di colore (dicromatismo sessuale) durante la fase giovanile e durante il periodo riproduttivo renda difficile la distinzione tra *S. flexuosa* e *S. maena* che secondo Arculeo *et al.* (1996), in base ad esami elettroforetici delle proteine (PAGE), sarebbero da considerare conspecifiche.

Questi Centracantidi sono stati esaminati parassitologicamente sia perché al momento non esistono studi dettagliati sulla loro fauna parassitaria, sia per verificare se esiste una correlazione tra la speciazione dei pesci e la biodiversità delle loro comunità parassitarie (Alves, 2002; Malek, 2004).

Materiali e metodi

Settantasette esemplari di *S. smaris*, 37 *S. flexuosa* e 37 *S. maena* pescati nel Golfo di Cagliari da febbraio 2003 a novembre 2004, identificati secondo Tortonese (1975), sono stati esaminati per la presenza di elminti. Alla dissezione, visceri e branchie sono stati rimossi ed esaminati insieme alla superficie del corpo ed alla cavità addominale. Tutti gli elminti sono stati raccolti ed osservati al microscopio, identificati su base morfologica, quando possibile a livello di specie, diversamente a livello di genere, famiglia o classe, contati e conservati in etanolo a 70° o in AFA. Sono stati registrati la localizzazione e il numero di ogni specie di elminta.

Tab. 1 - Elminti parassiti in *Spicara smaris*, *S. flexuosa* e *S. maena* nelle acque meridionali della Sardegna.
Helminth parasites in Spicara smaris, S. flexuosa *and* S. maena *in Southern Sardinian Sea.*

ESAMINATI			stadio	organo	*Spicara smaris* (n=77)			*Spicara flexuosa* (n=37)			*Spicara maena* (n=37)		
					P% (LF)	**IM±ES**	**A±ES**	**P% (LF)**	**IM±ES**	**A±ES**	**P% (LF)**	**IM±ES**	**A±ES**
PARASSITATI DA:					85,7 (75,7-92,6)	8,8±1,4	6,9±1,2	94,6 (81,7-100)	22,2±3,3	21,0±3,2	59,5 (42,3-74,9)	4,2±1,1	2,6±0,7
Monogenea		Monogenea sp.	A	B	1,3 (0-7,2)	1	0,01±0,01	0	0	0	0	0	0
	Monocotylidae	*Rhynecotyle* sp.	A	B	1,3 (0-7,2)	1	0,01±0,01	0	0	0	2,7 (0-14,2)	1	0,03±0,03
		Winkenthugesia sp.	A	B	2,6 (0-9,3)	1,0±0,0	0,03±0,02	5,4 (0-18,3)	1,0±0,0	0,05±0,04	0	0	0
Digenea		Digenea sp.	MC	CV	19,5 (11,5-30,2)	5,0±0,9	1,0±0,5	24,3 (11,9-41,1)	2,2±0,6	0,5±0,2	29,7 (16,1-46,8)	4,5±1,1	1,3±0,5
	Acanthocolpidae	*Stephanostomum* sp.	MC	B	5,19 (1,2-13,0)	1,5±0,3	0,08±0,04	0	0	0	5,4 (0-18,3)	4,0±2,0	0,2±0,2
	Acanthostomidae	Acanthostomidae sp.	A	CV	6,5 (2,0-14,7)	2,0±0,6	0,13±0,07	0	0	0	0	0	0
	Heterophyidae	*Galactosomum* sp.	MC	B	11,7 (5,5-21,2)	1,9±0,4	0,22±0,08	5,4 (0-18,3)	1,0±0,0	0,05±0,04	0	0	0
	Hemiuridae	*Ectenurus lepidus*	A	S	0	0	0	2.7 (0-14.2)	1	0,03±0,03	0	0	0
		Hemiurus sp.	A	S	5,2 (1,2-13,0)	1,5±0,5	0,08±0,04	5,4 (0-18,3)	1,0±0,0	0,05±0,04	0	0	0
		Lecithochirium sp.	A	S	1,3 (0-7,2)	1	0,01±0,01	0	0	0	0	0	0
	Lepocreadiidae	*Lepocreadium album*	A	CV	2,6 (0-9,3)	1,0±0,0	0,03±0,02	0	0	0	0	0	0
Cestoda	Tetraphyllidea	Larvae	L	I	9,1 (3,7-18,0)	1,3±0,2	0,12±0,05	0	0	0	5,4 (0-18,3)	1,5±0,5	0,08±0,06
		Scolex pleuronectis	L	I	40,3 (29,4-52,0)	9,0±2,2	3,7±1,0	70,3 (53,2-83,9)	8,8±2,5	6,4±1,9	10,8 (2,6-25,5)	1,8±0,5	0,2±0,1
Nematoda	Anisakidae	*Hysterothylacium* sp.	L	CV	52,0 (40,4-63,4)	3,8±0,8	2,0±0,5	91,9 (78,0-98,9)	15,3±2,4	14,0±2,3	35,1 (20,5-52,3)	2,1±0,5	0,7±0,2
		Anisakis sp.	L	F	0	0	0	2,7 (0-14,2)	2	0,05±0,05	0	0	0
	Raphidascarididae	*Raphidascaris* sp.	L	CV	0	0	0	2,7 (0-14,2)	1	0,03±0,03	0	0	0

Sono stati calcolati, secondo Bush *et al.* (1997), prevalenza dell'infestazione (P%) ed i suoi limiti fiduciali, intensità media (IM) ± ES ed abbondanza (A) ± ES di ogni specie. La diversità della fauna elmintica è stata valutata mediante indice di Shannon-Wiener (H), evenness (E) e richness (R). La richness media (Rms) di specie è stata valutata per la presenza di specie parassite in ciascun esemplare ittico.

Risultati e conclusioni

La fauna elmintica identificata nei pesci esaminati è rappresentata da 16 taxa tre dei quali presenti in tutte le specie ittiche considerate.

Elminta identificato, stadio di sviluppo (A = adulto; MC = metacercaria; L = larva), localizzazione (B = branchie; CV = cavità viscerale; S = stomaco; I = intestino; F = fegato), prevalenza %, intensità media ed abbondanza sono indicati nella Tab. 1.

Nonostante il grande numero di specie della classe Digenea rinvenuto l'infestazione da parte del Nematode *Hysterothylacium* sp. è risultata quella con più elevata prevalenza, in tutte e tre le specie ittiche.

La richness delle specie parassite è risultata diversa nelle tre specie ospiti: più alta in *S. smaris* (R = 13), intermedia in *S. flexuosa* (R = 9) e più bassa in *S. maena* (R = 6). La richness media più alta è stata registrata in *S. flexuosa* (Rms = 2,11 ± 0,18), quella intermedia in *S. smaris* (Rms = 1,65 ± 0,13) e la più bassa in *S. maena* (Rms = 0,89 ± 0,16). L'indice di diversità di Shannon-Wiener è risultato pari a 1,39 in *S. smaris*, 1,26 in *S. maena*, 0,80 in *S. flexuosa*. La evenness (E) è risultata più alta in *S. maena*, intermedia in *S. smaris* e minore in *S. flexuosa*.

I valori di diversità ed evenness più bassi in *S. flexuosa* potrebbero essere stati influenzati dall'alto numero di individui di una singola specie (*Hysterothylacium* sp.). Nel complesso i valori di diversità ed evenness indicano che *S. smaris* e *S. maena* sono parassitologicamente più simili rispetto alle conspecifiche *S. flexuosa* e *S. maena*.

Bibliografia

ALVES D.R., LUQUE J.I., PARAGUASSU A.R. (2002) – Community Ecology of the Metazoan Parasites of Pink Cusk-eel, *Genypterus brasiliensis* (Osteichthyes: Ophidiidae), from the Coastal Zone of the State of Rio de Janeiro, Brasil. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, **97** (5): 683-689.

ARCULEO M., MAURO A., SCELSA G., CAMMARATA M., PARRINELLO N. (1996) – Protein differences among the Mediterranean species of the genus *Spicara. J. Fish Biol.,* **49**: 1317-1372.

BUSH A. O., LAFFERTY K.D., LOTZ J.M.,SHOSTAK ALLEN W. (1997) - Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis *et al.* revisited. *J. Parasitol.*, **83** (4): 575-583.

MALEK M. (2004) – Parasites as discrimination keys in two sympatric species of gobies. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.,* **24** (4): 173-179.

TORTONESE E. (1975) - *Fauna d'Italia "Osteichthyes". Pesci Ossei*. Ed. Calderini Bologna, **11**: 124-131.

TORTONESE E. (1986) – Centracanthidae. In: Whitehead P.J.P., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J., Tortonese E. (eds), *Fish of North-eastern Atlantic and Mediterranean*, **2**: 908-911.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 507-509

V. Georgalas, S. Malavasi, P. Franzoi, P. Torricelli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari di Venezia,
Campo della Celestia, Castello, 2737/b - 30122 Venezia, Italia.
bgeorgalas@virgilio.it

ANALISI DELLA VELOCITÀ DI NUOTO IN LARVE DI SPIGOLA ALLEVATE NEI GRANDI VOLUMI: EFFETTO DELL'ONTOGENESI E DELLA DENSITÀ DI PREDE

SWIMMING VELOCITY ANALYSIS IN LARVAE OF EUROPEAN SEA BASS REARED WITH THE MESOCOSM TECHNIQUE: EFFECTS OF ONTOGENY AND FOOD DENSITY

Abstract

*The aim of the present study was the analysis of the swimming velocity of European Sea bass larvae (*Dicentrarchus labrax *L.) reared with the mesocosm technique, in relation to prey availability (*Artemia nauplii *density) and ontogeny (10, 20 e 30 days post hatch). Results showed that swimming velocity of larvae increased significantly between 10 and 20 days post-hatching.*

Key-words: Dicentrarchus labrax*, feeding behaviour, larvae, swimming velocity, aquaculture.*

Introduzione

Nell'ambito dello studio del comportamento delle fasi larvali di specie ittiche, la velocità di nuoto è un parametro importante in quanto correlato con le probabilità di incontro delle larve tanto con il cibo che con i potenziali predatori. In questo studio, la velocità di nuoto è stata quantificata in larve di spigola e la sua variazione è stata analizzata in funzione dell'età e della disponibilità di cibo (densità di nauplii di *Artemia*).

Materiali e metodi

Gli animali utilizzati in questo studio provenivano dall'avannotteria di Valle Figheri (laguna Sud di Venezia) ed erano allevati con la tecnica dei 'grandi volumi' (Cataudella *et al.*, 2001). Sono stati utilizzati animali di 10 (LT=7,03±0,6 mm), 20 (LT=12,08±1,01 mm) e 30 gg (LT=14,78±0,73 mm) di età dopo la schiusa provenienti dallo stesso lotto di uova. Gli acquari sperimentali erano vasche di vetro di piccole dimensioni (3,37 lt), aventi caratteristiche di salinità e temperature uguali a quelle delle vasche di allevamento (salinità 20‰, T=18,5-19,5 °C). Come fonte d'illuminazione è stata usata una lampada da 60 W. Le larve venivano trasferite dalle vasche di allevamento a quelle sperimentali 1 ora prima l'inizio di ciascun esperimento. Complessivamente sono state ottenute 28 repliche (10 per l'età di 20 e 30 gg e 8 per l'età di 10 gg) costituite da 20 animali ciascuna. Per ciascuna replica, la densità di cibo è stata aumentata da un minimo di 0 nauplii/lt (assenza di prede vive, *d0*) a un valore uguale alla metà della densità presente nella vasca di allevamento (*d1*) e infine ad un valore di densità uguale a quello delle vasche di allevamento (*d2*). Le sequenze comportamentali sono state filmate con una videocamera digitale ed esportate ad un PC. La velocità di nuoto è stata misurata

utilizzando opportuni software per l'analisi di immagini (Image Pro-Plus 3.0), che hanno permesso di quantificare la lunghezza dei tratti percorsi per un lasso di tempo pari a 20 sec da un numero di 7 animali, scelti a caso per ciascuna replica e densità di *Artemia*.

Risultati

La velocità di nuoto media delle larve varia da circa 0,67 cm/sec (±0,15) nelle larve di 10 gg a circa 0,86 cm/sec (±0,21) e 0,72 (±0,26) in quelle di 20 e 30 gg, rispettivamente (Fig. 1). Tali valori medi differiscono in modo statisticamente significativo fra le tre età (Kruskall-Wallis, n=28, $P<0,05$ tutti i test) ma non fra le tre diverse densità di prede (Friedman Anova, n=8, $P>0,05$ per la classe d'età dei 10 giorni; Friedman Anova, n=10, $P>0,05$ per le classi d'età dei 20 e 30 giorni). In particolare, i confronti statistici rivelano che la differenza nei valori medi di tale parametro risulta statisticamente significativa tra lo stadio ontogenetico rappresentato dai 10 gg e quello dato dai 20 gg (Mann-Whitney, $P<0,01$), mentre gli altri gruppi non differiscono significativamente uno rispetto all'altro. All'interno di ciascun gruppo d'età c'è una leggera tendenza di questo parametro a decrescere con la densità, ma tale differenza non è mai statisticamente significativa (Fig. 1).

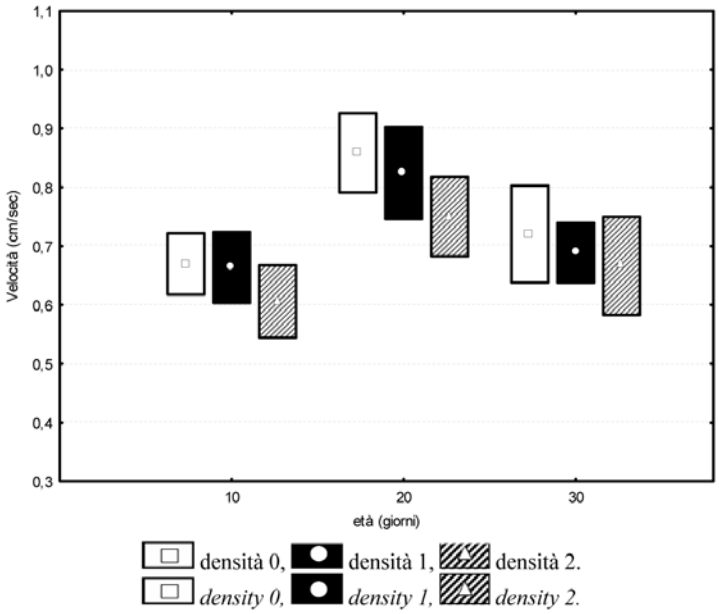


Fig. 1 - Media ± errore standard della velocità di nuoto per ciascuna età e densità di *Artemia*. *Mean ± standard error of swimming velocity for each age and* Artemia *density.*

Conclusioni

I risultati del presente studio indicano una significativa variazione della velocità di nuoto tra i 10 e i 20 gg di età, probabilmente in relazione al completamento dello sviluppo di strutture atte a rendere il nuoto più efficiente, in accordo con Diaz *et al.* (2003). Tali risultati suggeriscono che la tecnica dei grandi volumi permette l'adeguata espressione e "maturazione" dei moduli comportamentali legati all'attività di nuoto, propri della fase larvale.

Bibliografia

CATAUDELLA S., TANCIONI L., CANNAS A. (2001) - L'Acquacoltura estensiva. In: Cataudella S., Bronzi P. (eds), *Acquacoltura responsabile*. Unimar-Uniprom, Roma: 283-304.

DIAZ J.P., PRIE-GRANIE M., KENTOURI M., VARSAMOS S., CONNES S. (2003) - Development of the lateral line system in the sea bass. *J. Fish. Biol*., **62**: 24-40.

Questo studio è stato finanziato dal Ministero delle politiche Agricole e Forestali, Direzione generale della Pesca e dell'Acquacoltura, VI Piano trienale della pesca e dell'Acquacoltura in acque marine e salmastre.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 510-513

I. Guarniero, A. Bonaldo*, P.P. Gatta*, O. Mordenti*, M. Trentini

Corso di Laurea in Acquacoltura ed Ittiopatologia, Facoltà di Medicina Veterinaria, Univ. di Bologna, Viale Vespucci, 2 - 47042 Cesenatico (FC), Italia.
ilaria.guarniero@acquacoltura.unibo.it
*DIMORFIPA, Università di Bologna, Ozzano dell'Emilia (BO), Italia.

IDENTIFICAZIONE GENETICA DI UNO STOCK DI AVANNOTTI DI SOGLIOLA DESTINATI ALL'ALLEVAMENTO

GENETIC IDENTIFICATION OF A STOCK OF SOLE FINGERLINGS USED FOR FISH FARMING

Abstract

30 fingerlings provided by an Italian fish farming were genetically analysed to correctly identify species in order to begin an experimental farming. Two mitochondrial gene fragments were sequenced and submitted in GenBank. Results of GenBank alignments, genetic distances values, topology of NJ-tree and high bootstrap values of internal branches support the conclusion that fingerlings belong to Solea aegyptiaca *(Soleidae). This species, mostly unknown by consumers, may represent a new resource for national aquaculture.*

Key-words: *sibling species, intensive culture, flatfish fisheries, identification, aquaculture.*

Introduzione

La corretta identificazione di specie ittiche provenienti da allevamenti intensivi o semi-intensivi e destinate all'alimentazione umana è un requisito fondamentale per la tutela del consumatore. Non sempre tale identificazione risulta essere possibile sulla base delle caratteristiche morfologiche delle specie allevate. È questo il caso di *Solea aegyptiaca* Chabanaud 1927, taxon recentemente elevato al rango specifico (Borsa e Quignard, 2001). *S. aegyptiaca* è una specie morfologicamente indistinguibile dalla specie affine più nota a fini commerciali *Solea solea* se non per soli caratteri meristici (principalmente numero di vertebre; Bauchot, 1987) impossibili da osservare in individui in allevamento. I moderni metodi biotecnologici, basati sull'utilizzo di marcatori molecolari mitocondriali, permettono l'identificazione delle specie non compromettendo la sopravvivenza degli individui campionati. In particolare, i marcatori mitocondriali 16S rDNAe CytB sono stati ampiamente citati in letteratura come marcatori utili all'identificazione molecolare di specie ittiche.

Lo scopo di questo lavoro è la caratterizzazione genetica di uno stock di avannotti di *Solea* sp. provenienti da un allevamento italiano e traslocati negli impianti del CdL di Acquacoltura ed Ittiopatologia della Facoltà di Medicina Veterinaria (Università di Bologna, sede di Cesenatico, FC) allo scopo di avviare un allevamento sperimentale.

Materiali e metodi

L'analisi genetica è stata condotta su 30 avannotti. Sono stati analizzati inoltre 5 esemplari adulti di *Solea solea* e 4 individui adulti appartenenti alla specie *Solea senegalensis*. Il DNA totale è stato estratto tramite procedura salina (Miller *et al*., 1988) a partire da circa 0,2 g di tessuto. Ogni individuo è stato sottoposto

ad amplificazione genica di un frammento dei geni mitocondriali Citocromo B e 16S rDNA per i quali sono state utilizzate rispettivamente le coppie di primer L14841/ H15149 (Kocher *et al*., 1989) e 16S-VFL/16S-VFR (Parker e Kornfield, 1996) rispettivamente.

I prodotti di PCR sono stati sequenziati in entrambe le direzioni in un ABI310 Genetic Analyser (BigDye Terminator Kit V1.1, Applied Biosystems). Le sequenze ottenute sono state allineate (SeAl v2.0) e confrontate in GenBank allo scopo di verificarne l'effettiva specie di appartenenza. In ogni individuo le sequenze relative ai due marcatori sono state unite a formare un'unica sequenza di 529 pb totali. Sulla base di tali sequenze si sono calcolate le distanze genetiche e costruito l'albero filogenetico NJ (modello di distanze: K-2-P; Kimura, 1980), tramite MEGA 3.1 software (Kumar *et al*., 2004). Il supporto statistico alla topologia dell'albero è stato ottenuto mediante la tecnica di bootstrapping (Felsenstein, 1985) con 1000 repliche. Tutte le sequenze di riferimento relative alle specie *S. solea*, *S. aegyptiaca* e *S. senegalensis* per i geni Citocromo B e 16S rDNA sono state scaricate da GenBank.

Risultati

Le coppie di primer utilizzati hanno prodotto frammenti di 300 pb (Citocromo B) 229 pb (16S rDNA). Il confronto a coppie delle distanze genetiche medie fra gruppi di campioni ha evidenziato un valore minimo nel confronto *Solea aegyptiaca* - avannotti (d=0,00, Fig. 1) e un valore massimo relativo al confronto *S. solea*

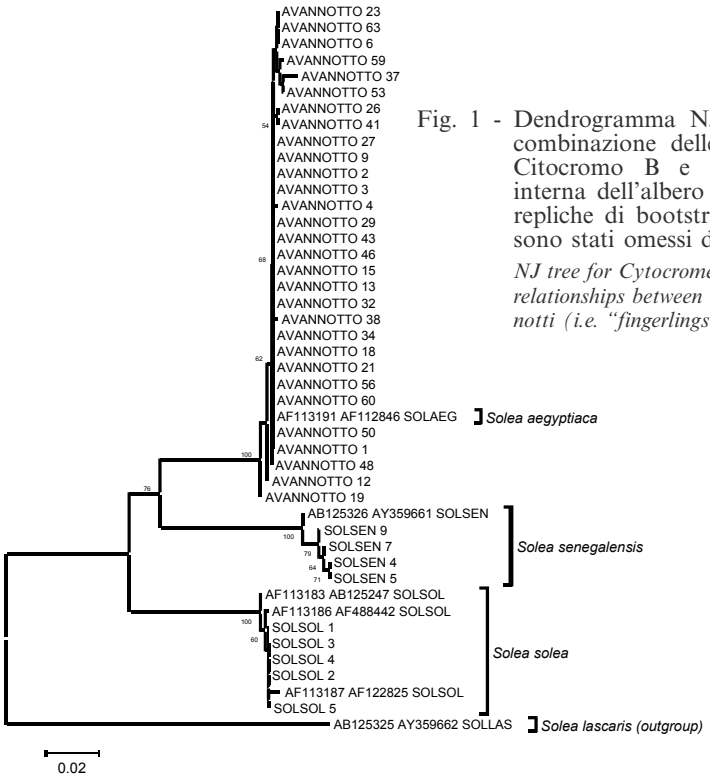


Fig. 1 - Dendrogramma NJ costruito sulla base della combinazione delle sequenze relative al gene Citocromo B e 16S rDNA. La topologia interna dell'albero è stata testata tramite 1000 repliche di bootstrap (valori di bootstrap <50 sono stati omessi dalla figura).

NJ tree for Cytocrome B and 16S rDNA genes showing relationships between different Solea species and avannotti (i.e. "fingerlings") analysed.

- *S. lascaris* (Tab. 1). L'albero costruito sulla base dei dati di sequenza combinati, ha mostrato tre gruppi principali oltre al cluster formato dalla specie scelta come outgroup (*Solea lascaris*): il primo formato da tutti gli avannotti analizzati e *Solea aegyptiaca* (sequenze di riferimento), il secondo da *Soela senegalensis* (sequenze di riferimento) e i quattro campioni classificati su base morfologica come *S. senegalensis*, ed infine il terzo costituito da *Solea solea* (sequenze di riferimento) e i cinque individui classificati su base morfologica come *S. solea* (Fig. 1). I valori di bootstrap associati alla topologia dei cluster principali sono alti e testimoniano a favore di un buon supporto statistico.

Tab. 1 - Valori dei confronti a coppie tra distanze genetiche medie di ogni gruppo (modello di distanze: K-2-P). Tutti i campioni, fatta eccezione per gli individui identificati come "avannotti" (la cui specie non è nota a priori) sono stati raggruppati in base alla specie di appartenenza.

Pairwise genetic distance mean values (distance model: K-2-P) between groups. Each sample excepted "avannotti" (i.e. fingerlings, which species is unknown a priori*) was pooled by belonging species.*

	S. solea	*S. aegyptiaca*	avannotti	*S. senegalensis*	*S. lascaris*
S. solea	-				
S. aegyptiaca	0,11	-			
avannotti	0,11	0,00	-		
S. senegalensis	0,13	0,10	0,11	-	
S. lascaris	0,22	0,23	0,23	0,24	-

Conclusioni

I risultati relativi al polimorfismo di sequenza, il confronto con sequenze omologhe delle altre specie appartenenti al genere *Solea* e la topologia dell'albero filogenetico NJ costruito sulla base di entrambi i marcatori, hanno permesso di ascrivere il lotto di avannotti analizzati come appartenenti alla specie *Solea aegyptiaca*. L'allevamento di tale specie, che risulta essere ad oggi sconosciuta ai consumatori, potrebbe rappresentare una possibile risorsa per l'acquacoltura nazionale. Infatti, prove preliminari di allevamento estensivo in valle hanno dimostrato una buona adattabilità di tale specie alle alte temperature estive e indici di accrescimento piuttosto elevati (prove effettuate dal nostro gruppo di ricerca, dati non ancora pubblicati). Sono tuttavia necessarie ulteriori prove sulle varie fasi del ciclo produttivo per verificare il possibile utilizzo della *S. aegyptiaca* a fini commerciali

Bibliografia

BAUCHOT M.L. (1987) - Poisson osseux. In: Fischer W, Bauchot M.L., Schneider M. (eds), *Fishes FAO d'identification pour le besoins de la peche*. Rev. 1: 891-1421.

BORSA P., QUIGNARD J.P. (2001) - Systematics of the Atlantic-Mediterranean soles *Pegusa impar*, *P. lascaris*, *Solea aegyptiaca*, *S. senegalensis* and *S. solea* (Pleuronectiformes: Soleidae). *Can. J. Zool.*, **79** (12): 2297-2302.

FELSENSTEIN J. (1985) - Confidence limits on phylogenies: an approach using the bootstrap. *Elvol.*, **39**: 783-791.

KIMURA M. (1980) - A simple method for estimating evolutionary rate of base substitution trough comparative studies of nucleotide sequences. *J. Mol. Evol.*, **16**: 111-120.
KOCHER T.D., THOMAS W.K., MEYER A., EDWARDS S.V., PAABO S., VILLABLANCA F.X., WILSON A.C. (1989) - Dynamics of mitochondrial DNA evolution in animals: Amplification and sequencing with conserved primers. *Proc. Nat. Acad. Sci.,* USA, **86**: 6196-6200.
KUMAR S., TAMURA K., NEI M. (2004) - MEGA3 Integrated software for Molecular Evolutionary Genetics Analysis and sequence alignment. *Briefings in Bioinformatics*, **5**: 2.
PARKER A., KORNFIELD I. (1996) - An improved amplification and sequencing strategy for phylogenetic studies using the mitochondrial large subunit rRNA gene. *Menome*, **39**: 793–797.

Ricerca finanziata dalla Fondazione Cassa di Risparmio di Cesena.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 514-517

M. Mancuso, G. Maricchiolo, R. Zaccone

I.A.M.C. – CNR, Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, Sezione di Messina,
Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.
monique.mancuso@iamc.cnr.it

DETERMINAZIONE RAPIDA DI *VIBRIO* SPP. DURANTE LO SVILUPPO LARVALE DI *PENAEUS KERATHURUS* (FORSKÄLL, 1775) IN MICROCOSMO

RAPID DETECTION OF VIBRIO *SPP. DURING DEVELOPMENT OF* PENAUS KERATHURUS *LARVAE (FORSKÄLL, 1775) IN MICROCOSM*

Abstract

Bacteriological analysis were carried out to isolate and identify the potential pathogenic species for Penaeus kerathurus *post-larvae in microcosm. Samples of water and specimens were collected to monitoring Vibrios associated to the intestine. Rapid detection of* Listonella *(*Vibrio*)* anguillarum *by Immuno Fluorescent Antibody Technique (IFAT) was also performed. Our results confirmed the presence of these potential pathogenic species both in water and specimens but with different concentration. However, the bacterial concentration doesn't reach the threshold value to the outbreak of diseases.*

Key-words*: bacterial diseases, vibriosis,* Penaeus kerathurus*, juveniles.*

Introduzione

Il mercato mondiale dei crostacei ha assunto nel corso degli anni un'importanza economica sempre maggiore, tale da incentivare lo sviluppo dell'allevamento intensivo di tali organismi acquatici per soddisfare la sempre maggiore richiesta di prodotto.

Le fasi di schiusa e le prime fasi dello sviluppo larvale, sono naturalmente quelle più delicate, in cui si riscontrano elevata mortalità e sensibilità all'attacco microbico (Praytno e Latchford, 1995). La Vibriosi, patologia batterica più diffusa, nelle larve e nelle post-larve, provoca elevata mortalità (intorno all'80% in pochi giorni) ed è attribuita alle specie *Vibrio alginolyticus*, *Vibrio parahaemolyticus* e *Listonella (Vibrio) anguillarum*, batteri che si comportano da opportunisti e diventano patogeni in condizioni di stress degli animali (Nash *et al*., 1992). Per prevenire l'insorgere di eventuali malattie batteriche, è stata studiata l'evoluzione della flora batterica associata allo sviluppo larvale fino allo stadio di post-larve nell'ambito di un esperimento di riproduzione controllata di *Penaeus kerathurus,* in microcosmo.

Il *P. kerathurus,* comunemente chiamato "mazzancolla" ha delle caratteristiche peculiari rispetto ad altre specie: raggiunge la taglia di mercato in soli 3-4 mesi, presenta un'alta capacità di adattamento all'ambiente, un'ottima resistenza alle manipolazioni ed alla cattività, un'elevata quotazione di mercato e sopravvive oltre 48 ore dal momento della pesca.

Materiali e metodi

25 riproduttori di *Penaeus kerathurus*, di cui 3 maschi e 22 femmine, raccolti nell'ambito del progetto: RIPATT "Sperimentazione di una strategia di ripopola-

mento con *Penaeus kerathurus* (Forskäl, 1775) nella Fascia Costiera fra Capo San Marco e Capo Granitola" (MIPAF - CNR), sono stati posti a stabulare in vasche dal volume di 4,8 m^3.

Dopo la schiusa delle uova (6-8 h), le larve sono state mantenute alla temperatura di 27 °C e salinità di 37-38‰ e sono stati effettuati prelievi di acqua in tempi successivi, rispettivamente 0-4-6-11-13-18-20 e 25 giorni dall'inizio dell'esperimento. Un'aliquota è stata fissata in formalina 5% (conc. finale) per l'analisi in immunofluorescenza indiretta (IFAT). Un'altra aliquota è stata seminata su TCBS agar per il conteggio dei vibrioni totali, e su Marine Agar 2216 per il conteggio dei batteri eterotrofi coltivabili.

Sui ceppi isolati sono stati effettuati i test biochimici (ossidasi, catalasi, O/129) e fisiologici (crescita a differenti temperature e salinità); per l'identificazione sono stati usati 2 sistemi miniaturizzati: API 20 E (BioMérieux) e Microplate GN (Biolog system).

Per lo studio della flora intestinale, 10 post-larve sono state omogeneizzate e centrifugate per 10' a 1500 rpm. Il surnatante è stato diluito e seminato su piastre di TCBS e M.A al fine di isolare ed identificare i batteri presenti nella flora intestinale. Per il conteggio in IFAT (Immuno Fluorescent Antibody Technique), il campione d'acqua è stato filtrato ed incubato con un pool di sieri policlonali (anti-*V. anguillarum* O1, O2, O3) e successivamente con Goat anti-rabbit IgG-FITC coniugata (SIGMA) come secondo anticorpo, infine il filtro è stato fissato su vetrino e osservato al microscopio ad epifluorescenza (utilizzando il filtro per FITC 490-520 nm).

Risultati

I batteri eterotrofi coltivabili hanno mostrato un andamento costante durante tutto il periodo dell'esperimento, ($9{,}0\times10^3$ CFU/ml) mostrando un leggero incremento dopo 11 giorni dall'inizio dell'esperimento ($1{,}36\times10^4$ CFU/ml).

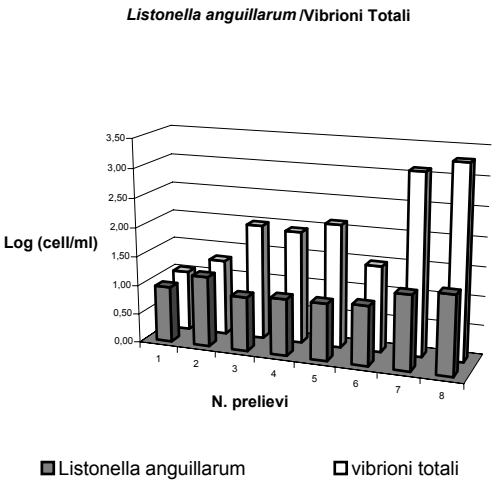


Fig. 1 - Densità di *L. anguillarum* e vibrioni totali nelle acque di stabulazione.
Bacterial density of L. anguillarum *and total vibrios in water.*

I vibrioni totali hanno presentato un andamento crescente, con un progressivo aumento (da 10.9 CFU/ml a 1950 CFU/ml, 25° giorno, Fig. 1). Tale differenza indicava un cambiamento della microflora associata alle larve con un aumento della percentuale di vibrioni sul totale dei batteri eterotrofi coltivabili (16% finale).

V. alginolyticus rappresentava il 37% dei ceppi batterici isolati dall'acqua di stabulazione. Nella flora associata ai giovanili *V. alginolyticus* costituiva il 67% dei batteri isolati; inoltre sono stati identificati *Pseudomonas putrefaciens, P. mallei, P. fluorescens* ed un ceppo di *Pasteurella* sp.

La ricerca specifica di *V. anguillarum* nelle acque, tramite il metodo IFAT, presentava un andamento crescente simile a quello dei vibrioni totali, indicando che proporzionalmente aumentava anche la specie potenzialmente patogena per gli organismi in allevamento. Infatti nel primo prelievo si registravano 9.1 cell/ml di *V. anguillarum*, mentre l'ultimo giorno 22.7 cell/ml.

Conclusioni

Il presente studio conferma la presenza di Vibrioni sia nell'acqua che nella normale flora batterica delle post-larve, fornendo ulteriori informazioni sulla quantità e qualità di questi microrganismi potenzialmente patogeni.

I Vibrioni si comportano da germi opportunisti causando vari tipi di patologie se gli organismi sono sottoposti a stress di vario genere come ad esempio: ambiente instabile o sub-ottimale, alta densità degli stock, cattivo management o errori di manipolazione.

La patogenicità di alcuni ceppi di *V. harveyi* e di *V. splendidus* può essere correlata all'età delle larve di *P. indicus* e *P. monodon,* nei differenti stadi di sviluppo larvale (Prayitno e Lacthford, 1995). La porta di ingresso del patogeno sembra essere lo stomaco, successivamente i vibrioni si diffondono tramite l'emolinfa negli altri organi: epatopancreas, linfonodi, intestino e muscolo (de la Peña *et al*., 1995).

Metodi diagnostici rapidi, come quelli che si basano sull'uso di anticorpi coniugati con coloranti fluorescenti o sonde di DNA, permettono una precoce identificazione degli agenti patogeni.

Per un'analisi qualitativa la tecnica IFAT risulta di grande utilità particolarmente per specie microbiche di difficile isolamento e identificazione. Per una corretta analisi quantitativa i microrganismi devono essere presenti nel campione in una concentrazione maggiore rispetto al valore soglia (10^2 CFU/100 ml). La tecnica risulta utile per una rapida analisi quantitativa, tuttavia per la ricerca di batteri patogeni è necessario associare alla IFAT metodi per determinare la vitalità e virulenza dei ceppi (Zaccone *et al.,* 2004).

La densità di batteri o dose infettante, al di sopra della quale esiste un reale rischio di malattia, varia naturalmente con il tipo di organismo allevato e con le condizioni di allevamento. La standardizzazione di queste metodiche permetterà di creare dei protocolli mirati alla rapida identificazione dell'agente patogeno, in modo tale da porre eventuali rimedi profilattici e/o curativi.

Bibliografia

DE LA PEÑA L.D., NAKAI T., MUROGA K. (1995) - Dynamics of *Vibrio* sp. PJ in organs of orally infected Kuruma Prawn, *Penaeus japonicus. Fish Pathology*, **30**: 39-45.

NASH G., NITHIMATHACHOKE C., TUNGMANDI C., ARKARJAMORN A., PRATHANPIPAT P., RUAMTHAVEESUB P. *et al*. (1992) - Vibriosis and its control in pond-reared *Penaeus monodon* in Thailand. In: Shariff M., Subasinghe R.P., Arthur J.R. (eds), *Diseases in Asian Aquaculture. I. Fish Health Section.* Asian Aquaculture Fisheries Society, Manila, Philippines: 143-155.

PRAYITNO S.B., LACTHFORD J.W. (1995) - Experimental infections of crustaceans with luminous bacteria related to *Photobacterium* and *Vibrio*. Effect of salinity and pH on infectuosity. *Aquaculture*, **132**: 105-112.

ZACCONE R., CARUSO G., ZAMPINO D., MANCUSO M., GENOVESE L., ADONE R., CIUCHINI F., MANFRIN A. (2004) - Early detection of *Vibrio anguillarum* in waters: a challenge experience on *Dicentrarchus labrax* in microcosm. *Aquaculture Europe, Biotechnologies for quality, EAS*, **34**: 849-850.

Il lavoro è stato realizzato con il contributo di fondi MIPAF-IV piano triennale: "Monitoraggio della pasteurellosi e vibriosi in specie ittiche di nuovo interesse per l'acquacoltura: sperimentazione di nuovi metodi diagnostici rapidi e possibili correlazioni con infezione sperimentale in microcosmo" e MIPAF-CNR: **"**Sperimentazione di una strategia di ripopolamento con *Penaeus kerathurus* (Forskäl, 1775) nella Fascia Costiera fra Capo San Marco e Capo Granitola".

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 518-521

M.P. Manuzzi, V. Ventrella, A.R. Borgatti, M. Pirini

Dipartimento di Biochimica "G. Moruzzi", Sezione di Biochimica Veterinaria, Università di Bologna, Via Tolara di Sopra, 50 - 40064 Ozzano Emilia (BO), Italia.
mariapia.manuzzi@acquacoltura.unibo.it

EFFETTO DI DIETE MICROALGALI E DI FARINA DI GERME DI GRANO SUGLI ACIDI GRASSI DI *TAPES PHILIPPINARUM*

EFFECT OF A MICROALGAL DIET AND COMMERCIAL WHEATGERM FLOUR ON TAPES PHILIPPINARUM *FATTY ACIDS*

Abstract

Different dietary regimens can affect fatty acid level and distribution in T. philippinarum *(Mollusca, Bivalvia). While non-methylene interrupted fatty acid level is only occasionally increased by starvation, wheat germ flour significantly favours the uptake of its typical C18 fatty acids.* T. philippinarum*, as other marine organisms, results incapable of transforming n-3 and n-6 C18 dietary fatty acids, thus feeding can seriously affect fatty acid composition of mollusc tissue.*

Key-words: *diets, fatty acids, marine molluscs.*

Introduzione

I PUFA delle famiglie n-3 e n-6 sono acidi grassi essenziali in tutte le specie animali in quanto queste mancano degli enzimi delta-12 e delta-15 desaturasi che permettono rispettivamente la trasformazione del 18:1n-9 in 18:2n-6 e 18:3n-3. Generalmente i pesci di acqua dolce sono in grado di allungare e desaturare il 18:2n-6 a 20:4n-6 ed il 18:3n-3 a 20:5n-3 e 22:6n-3 (Tocher *et al*., 2001). Diversamente, molte specie di animali marini, tra cui anche i molluschi bivalvi, mancano delle desaturasi che permettono queste trasformazioni per cui gli acidi grassi poliinsaturi a lunga catena devono essere forniti preformati con la dieta (Fernandez-Reiriz *et al*., 1998). I molluschi sembrano in grado di biosintetizzare acidi grassi poliinsaturi a lunga catena NMI (Non Methylene Interrupted), presumibilmente in grado di sostituire i classici PUFA a lunga catena in diverse funzioni (Zhukova, 1991). Questo studio considera l'effetto di lipidi dietetici di diversa origine sulla composizione degli acidi grassi e sul metabolismo di *Tapes philippinarum*.

Materiali e metodi

Sono stati utilizzati 120 animali, ottenuti da un impianto commerciale dell'Alto Adriatico, suddivisi in tre gruppi alimentati per 20 giorni come segue: A) Gruppo tenuto a digiuno; B) Gruppo alimentato con una dieta costituita dall'alga *Thalassiosira weissflogii*, caratterizzata da alti livelli di 16:1n-7 (14,3%), 16:3n-4 (12,5%) e 20:5n-3 (28,1%) (Tab. 1); questo gruppo, con caratteristiche vicine alla dieta naturale, costituiva il controllo; C) Gruppo alimentato con farina di germe di grano, priva di PUFA a lunga catena, ma con elevati livelli di 18:1n-9 (12%), 18:2n-6 (60%) e 18:3n-3 (8,8%) (Tab. 1). Tutti i trattamenti sono stati effettuati in duplicato, in acquari di circa 10 litri, mantenuti tutti nelle stesse condizioni

Tab. 1 - Composizione degli acidi grassi dei lipidi totali delle diete e degli animali *in toto*. *Fatty acid composition of diet and animal total lipids.*

Acidi grassi	Diete		*Tapes philippinarum*			
	T. weissflogii	Farina germe di grano	T0	A	B	C
14:0	4.3±0.3	0.2±0.1	0.9±0.1	0.8±0.2	1.0±0.1	0.4±0.1*
15:0	1.5±0.1	0.2±0.1	0.5±0.1	0.5±0.1	0.6±0.1	0.3±0.1
16:0	17.8±0.8	17.7±0.2	14.5±0.1	14.2±2.1	15.0±0.1	13.6±1.2
16:1n-7	14.3±0.1	0.2±0.1	2.6±0.2	2.6±0.2	3.7±0.1*	1.4±0.3*
17:0iso?	n.d.	n.d.	1.3±0.3	1.2±0.3	1.1±0.1	0.9±0.2
16:2n-7	1.2±0.1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
16:2n-4	4.9±0.2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
17:0	n.d.	n.d.	2.1±0.1	2.3±0.1	2.6±0.2*	1.6±0.5*
16:3n-4	12.5±0.4	n.d.	0.2±0.1	0.2±0.1	0.4±0.1	0.2±0.1
18:0	0.7±0.1	0.4±0.1	7.0±0.4	8.1±0.4*	7.5±0.1	5.3±0.7*
18:1n-9	0.9±0.1	11.9±0.2	3.8±0.6	3.6±0.1	3.5±0.3	8.7±0.2*
18:1n-7	0.6±0.1	0.6±0.1	1.9±0.3	1.7±0.4	2.2±0.2	2.3±0.5
18:2n-6	1.8±0.1	60.3±0.1	0.4±0.1	0.6±0.2	0.4±0.1	21.5±2.9*
18:2n-3	0.5±0.1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
18:3n-3	0.6±0.1	8.8±0.1	1.5±0.1	1.5±0.2	0.9±0.1*	3.0±0.1*
18:4n-3	2.0±0.1	n.d.	1.0±0.1	0.6±0.4	1.1±0.1	0.6±0.1*
20:1n-11	n.d.	n.d.	4.9±0.1	5.1±0.3	4.8±0.2	3.5±0.7*
20:1n-9	n.d.	n.d.	1.4±0.3	1.2±0.1	1.2±0.1	1.8±0.1
20:1n-7	n.d.	n.d.	1.8±0.3	1.9±0.3	2.0±0.1	1.1±0.1*
20:2Δ5,13 NMID	n.d.	n.d.	0.3±0.1	0.3±0.1	0.3±0.1	0.2±0.1
20:2n-6	n.d.	n.d.	2.8±0.1	2.5±0.5	2.0±0.1*	4.9±0.5*
20:3n-9	n.d.	n.d.	0.5±0.1	0.4±0.1	0.4±0.1	0.2±0.1
20:4n-6	1.7±0.2	n.d.	6.1±0.3	6.6±0.4	5.8±0.4	3.7±0.3*
20:4n-3	0.4±0.1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
20:5n-3	28.1±0.7	n.d.	10.4±0.9	9.1±1.5	11.3±0.1	4.2±0.9*
22:2Δ7,13 NMID	n.d.	n.d.	1.6±0.1	1.8±0.1	1.6±0.1	1.4±0.5
22:2Δ7,15 NMID	n.d.	n.d.	5.2±0.2	6.0±0.7	5.5±0.1	3.7±1.2*
22:3Δ7,13,16 NMIT	n.d.	n.d.	1.8±0.1	1.7±0.2	1.5±0.1*	1.3±0.2*
22:4n-6	n.d.	n.d.	3.2±0.1	3.9±0.2*	2.9±0.3	1.7±0.1*
22:4n-3	n.d.	n.d.	2.0±0.1	2.0±0.1	1.6±0.1*	1.1±0.2*
22:5n-6	0.5±0.1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
22:5n-3	n.d.	n.d.	3.5±0.1	3.5±0.2	3.6±0.1	1.9±0.1*
22:6n-3	5.8±0.2	n.d.	16.7±1.1	16.2±0.8	15.8±1.1	9.5±1.0*
Σ SFA	24.3±1.3	18.2±0.1	26.4±0.2	27.0±2.4	27.7±0.2*	22.1±0.1*
Σ MUFA	15.8±0.1	12.6±0.1	16.4±0.5	16.1±0.1	17.4±0.4*	18.8±0.2*
Σ PUFA	59.9±1.4	69.1±0.1	57.2±0.7	56.9±2.5	54.9±0.6*	59.1±0.1*
Σ n-3	37.3±1.0	n.d	35.0±0.2	33.0±0.3*	34.1±1.1	20.4±0.3*
Σ n-6	4.0±0.2	n.d	12.6±0.4	13.5±1.4	11.1±0.7*	31.8±2.0*

I valori sono la media di quattro determinazioni ± S.D.; n.d. non determinabile
*indica valori significativamente differenti rispetto a T0 ($p<0.05$).

Values are means of four determinations ± S.D.; n.d. not detectable
**indicates significantly different values from T0 ($p<0.05$).*

di temperatura (20 °C), pH (8,2), ossigeno disciolto (7,2 mg/l) e salinità (3%). Poiché la sopravvivenza e l'alimentazione di questi bivalvi è apparsa legata alla presenza di un substrato con caratteristiche ben definite, sul fondo dell'acquario è

stato depositato uno strato di sabbia di circa 5 cm, offrendo così agli animali un habitat il più possibile simile a quello naturale. Il contenuto di lipidi totali (LT), la composizione in acidi grassi dell'animale *in toto* e dei tessuti branchie, mantello ed epatopancreas sono stati determinati all'inizio (T0) e alla fine dell'esperimento. I metilesteri degli acidi grassi (FAME) sono stati analizzati con un gascromatografo Varian 3380 colonna capillare DB-23 J & W Scientific. La localizzazione dei doppi legami nei casi incerti è stata effettuata analizzando allo spettrometro di massa i derivati 2-alchenil-4,4-dimetiloxazolinici dei FAME. Le valutazioni statistiche sono state effettuate mediante ANOVA.

Risultati

I tre gruppi sperimentali hanno mostrato, rispetto al campionamento T0, i seguenti risultati.

1) I LT aumentano solo nell'epatopancreas e solo con la dieta con farina di germe di grano (gruppo C).
2) Le diverse diete hanno determinato una diversa composizione degli acidi grassi sia nell'animale *in toto*, sia nei singoli tessuti:
   a) gli acidi grassi NMID (Non-Methylene-Interrupted Dienoic) restano costanti negli animali a digiuno e in quelli alimentati con la dieta algale mentre diminuiscono negli animali alimentati con farina di germe di grano;
   b) gli acidi grassi tipici della dieta algale, 16:1n-7, 16:3n-4 e 20:5n-3 (Tab. 1), tendono verso un generale, seppur lieve aumento sia nei tessuti, sia nell'organismo *in toto*;
   c) gli acidi grassi tipici della farina di germe di grano (Tab. 1), in particolare il 18:2n-6, mostrano un significativo incremento sia nell'animale *in toto* sia nei singoli tessuti. A ciò non fa riscontro l'aumento del 20:4n-6 e del 22:4n-6, potenziali prodotti del suo allungamento ed insaturazione. Viene invece osservato un incremento del 20:2n-6.

Conclusioni

L'insieme dei risultati sembra indicare l'esistenza di importanti differenze negli acidi grassi dei lipidi totali di *T. philippinarum* legate al diverso trattamento dietetico.

Il digiuno non sembra aver prodotto alcuna variazione significativa degli acidi grassi degli animali del gruppo A, neanche degli acidi grassi NMID, il cui livello è stato riportato di frequente positivamente influenzato dalla mancata alimentazione (Caers *et al.*, 1999). Tale costanza potrebbe essere messa in relazione con gli alti livelli di PUFA, rimasti tali anche con il digiuno, dal momento che nei molluschi bivalvi il livello di NMID è risultato spesso inversamente correlato con quello dei PUFA a lunga catena (Fernandez-Reiriz *et al.*, 1998; Zakhartsev *et al.*, 1998).

La dieta monoalgale, simile a quella naturale, non ha prodotto grandi variazioni nella composizione degli acidi grassi. Infatti, gli elevati livelli dietetici degli acidi grassi, tipici delle diatomee, modificano molto lievemente e solo per 16:1n-7 e 16:3n-4 il quadro degli acidi grassi rispetto al tempo 0, suggerendo l'esistenza di meccanismi endogeni di controllo ed incorporazione selettiva degli acidi grassi.

L'alto livello dietetico di 20:5n-3 non ne comporta l'aumento nei lipidi totali dell'animale, confermando quanto precedentemente riportato da altri autori (Delaporte *et al*., 2005) sulla modulazione specifica della sua incorporazione.

Infine, il ristretto spettro degli acidi grassi della farina di germe di grano, molto distante da quello naturale, ha inciso profondamente sulla composizione degli acidi grassi degli animali del gruppo C in accordo con le osservazioni di diversi autori che riportano una generale tendenza dei bivalvi a trasferire gli acidi grassi assunti con la dieta direttamente, come nel caso del 18:2n-6, oppure dopo trasformazioni metaboliche, come per il 20:2n-6 prodotto dell'allungamento del 18:2n-6, sia nei lipidi di deposito, sia nei fosfolipidi.

Quindi, come in altri bivalvi marini anche in *T. philippinarum* sono presenti gli enzimi responsabili dei processi di allungamento degli acidi grassi, ma non le desaturasi in grado di trasformare i C18 delle famiglie n-3 e n-6 nei corrispondenti poliinsaturi a lunga catena come 20:5n-3, 22:6n-3 e 20:4n-6. Pertanto, l'apporto dietetico è in grado di condizionare fortemente la composizione degli acidi grassi dei vari organi e tessuti.

Bibliografia

CAERS M., COUTTEAU P., SORGELOOS P. (1999) – Dietary impact of algal and artificial diets, fed at different feeding rations, on the growth and fatty acid composition of *T. philippinarum* (L.) spat. *Aquaculture*, **170**: 307-322.

DELAPORTE M., SOUDANT P., MOAL J., KRAFFE E., MARTY Y., SAMAIN J.F. (2005) – Incorporation and modification of dietary fatty acids in gill polar lipids by two bivalve species *Crassostrea gigas* and *Ruditapes philippinarum*. *Comp. Biochem. Physiol*., **140A**: 460-470.

FERNANDEZ-REIRIZ M.J., LABARTA U., ALBENTOSA M., PÉREZ-CAMACHO A. (1998) - Effect of microalgal diets and commercial wheatgerm flours on the lipid profile of *Ruditapes decussatus* spat. *Comp. Biochem. Physiol*., **119A**: 369-377.

TOCHER D.R., BELL J.G., MACGLAUGHLIN P., MCGHEE F., DICK J.R. (2001) - Hepatocyte fatty acid desaturation and polyunsaturated fatty acid composition of liver in salmonids: effects of dietary vegetable oil. *Comp. Biochem. Physiol*., **130B**: 257-270.

ZAKHARTSEV M.V., NAUMENKO N.V., CHELOMIN V.P. (1998) – Non-methylene-interrupted fatty acids in phospholipids of the membranes of the mussel *Crenomytilus grayanus*. *Russian Journal of Marine Biology*, **24**: 183-186.

ZHUKOVA N.V. (1991) - The pathway of the biosynthesis of non-methylene-interrupted dienoic fatty acids in molluscs. *Comp. Biochem. Physiol*., **100B**: 801-804.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 522-526

G. Maricchiolo, M. Garaffo, V. Micale, L. Genovese

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (IAMC), CNR, Sezione di Messina,
Istituto Sperimentale Talassografico, Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.
giulia.maricchiolo@iamc.cnr.it

ANESTESIA E RISPOSTA ALLO STRESS INDOTTO IN *PAGELLUS BOGARAVEO*. CONFRONTO TRA MS-222 E OLIO DI GAROFANO

ANAESTHESIA AND RESPONSE TO INDUCED STRESS IN PAGELLUS BOGARAVEO. *COMPARISON BETWEEN MS-222 AND CLOVE OIL*

Abstract

Plasma cortisol and glucose stress responses to handling and modulation of these responses by MS-222 and clove oil were examined on blackspot sea bream Pagellus bogaraveo *(Sparidae). The results showed that both anaesthetics do not block the cortisol response to handling stressor. However, further trials are necessary to examine the response to stress in this species and to develop an anaesthesia protocol effective and reproducible.*

Key-words*: anaesthetics, stress, clove oil, MS-222, fish.*

Introduzione

L'anestesia è una pratica che trova largo impiego in acquacoltura per sedare o ridurre all'immobilità i pesci ed evitare i rischi spesso legati alle pratiche di gestione. Nella scelta di un anestetico oltre a proprietà come efficacia, sicurezza, costo e disponibilità, è importante considerare la capacità dell'anestetico di agire sull'asse ipotalamo-pituitaria-interrenale (HPI), mitigando gli effetti dello stress indotto dalla manipolazione. È noto, infatti, che le operazioni svolte di *routine* in un allevamento elicitano uno stato di stress nel pesce che si traduce sovente in immunodepressione ed in una ridotta capacità di mantenere l'omeostasi (Robertson *et al*., 1987). Di recente, inoltre, le ricerche sull'uso degli anestetici e sulla loro capacità di mitigare lo stress, assumono particolare valenza poiché interessano anche il campo della qualità alimentare. Infatti, a livello sperimentale (in Europa l'utilizzo di anestetici al momento della morte negli allevamenti è ancora vietato) è stato ampiamente dimostrato che l'aggiunta di un anestetico all'acqua prima della raccolta riduce lo stress e l'attività muscolare del pesce, garantendo la normale evoluzione dei processi *post mortem* e la qualità del prodotto finale (Poli e Scappini, 2004).

L'anestetico più utilizzato in acquacoltura è l'MS-222, l'unico approvato dalla *Food and Drug Administration* (FDA) per l'uso sui pesci destinati al consumo umano. Tra gli anestetici merita attenzione anche l'olio di garofano, una sostanza naturale che, anche se non ancora approvata, è stata definita dalla FDA, sicura, non mutagena e con un limite di assunzione giornaliero, nell'uomo, di 2,5 $mgkg^{-1}$ (*Expert Committee on Food Additives*, 1982).

Il presente lavoro ha lo scopo di confrontare l'efficacia dell'MS-222 e dell'olio di garofano sulla risposta primaria e secondaria allo stress da manipolazione in *Pagellus bogaraveo*.

Materiali e metodi

L'esperienza è stata condotta su settantadue esemplari adulti di *P. bogaraveo* mantenuti in cattività presso l'impianto sperimentale dell'IAMC. Settantadue esemplari (P.M. 302,70±23,36 g) sono stati egualmente suddivisi in 9 vasche circolari in vetroresina (n=8) a circuito aperto (4 ricambi idrici giornalieri) del volume di 1,9 m^3 (densità finale 1,3 kg/m^3), e lasciati acclimatare per quattro settimane. Durante il periodo di acclimatazione sono state mantenute condizioni di temperatura (18-21 °C) e fotoperiodo naturali ed i pesci sono stati alimentati con mangime commerciale (Marine Nova 3, Trouvit) somministrato *ad libitum*.

Prima dell'inizio dell'esperienza ciascuna vasca di acclimatazione è stata assegnata ad un gruppo. In particolare, sono stati creati, un gruppo di controllo (n=24) e due gruppi sperimentali: uno per l'MS-222 (n=24) e l'altro per l'olio di garofano (n=24). Le dosi di anestetico utilizzate sono state: 100 mg/l per l'MS-222 e 60 mg/l per l'olio di garofano.

La procedura sperimentale consisteva nell'abbassare il livello dell'acqua nella vasca ed introdurre l'anestetico. Immediatamente dopo aver raggiunto lo stadio III-livello 1 secondo la scala di Stoskopf (1993), i pesci sono stati prelevati dalla vasca e sottoposti ad uno stress che consisteva in una permanenza di 2 minuti fuori dall'acqua. Una volta trascorso tale tempo un gruppo di pesci (n=6) veniva immediatamente sottoposto a prelievo di sangue (tempo zero) mentre gli altri venivano trasferiti in 9 vasche da 600 litri (n=6) ed il prelievo effettuato trascorsi 15, 30 e 60 minuti dall'induzione dello stress. Il prelievo di sangue veniva effettuato da più operatori contemporaneamente, in modo tale da garantire che avvenisse entro pochi minuti, ed eliminare il disturbo ad esso legato.

Il sangue è stato prelevato dalla vena caudale, centrifugato (1500 giri per 5 minuti) ed il siero conservato a –20 °C. Il cortisolo è stato determinato utilizzando un kit commerciale basato sul metodo ELISA (*Alpha Diagnostics International*) (Ackerman e Iwama, 2001; King *et al*., 2005). La glicemia è stata dosata tramite un kit (*Sclavo Diagnostics*) basato sul metodo GOD-POD colorimetrico. I dati ottenuti sono stati analizzati statisticamente tramite l'ANOVA ed il t-test di Student.

Risultati

Entrambi gli anestetici agiscono in maniera analoga sulla risposta allo stress in *P. bogaraveo*. Inoltre sia nei pesci anestetizzati che in quelli manipolati senza anestesia il cortisolo ed il glucosio seguono una dinamica corrispondente ad una risposta acuta allo stress (Fig. 1). In particolare lo stress produce un aumento significativo del cortisolo ($p \leq 0,05$) tra 15 e 30 minuti sia nei pesci anestetizzati che nel controllo senza che si osservi una differenza significativa tra i gruppi ($p=0,5$). In maniera analoga il glucosio si innalza significativamente ($p \leq 0,01$) tra 15 e 30 minuti nei due gruppi sperimentali e nel controllo e, anche in questo caso, la differenza tra i gruppi non è significativa ($p=0,16$).

L'anestesia si è, invece, rivelata efficace nel ridurre la durata dello stress in questa specie. Infatti, il cortisolo ritorna ai valori iniziali dopo 60 minuti sia nel gruppo trattato con MS-222 che in quello con olio di garofano con una differenza significativa ($p \leq 0,01$; $p \leq 0,05$) rispetto al controllo, in cui non si osserva invece il ripristino della cortisolemia. Analogamente, dopo 60 minuti, i livelli di glucosio nei pesci anestetizzati iniziano a decrescere, anche se non ritornano ai valori iniziali; la differenza rispetto al controllo è significativa ($p \leq 0,05$).

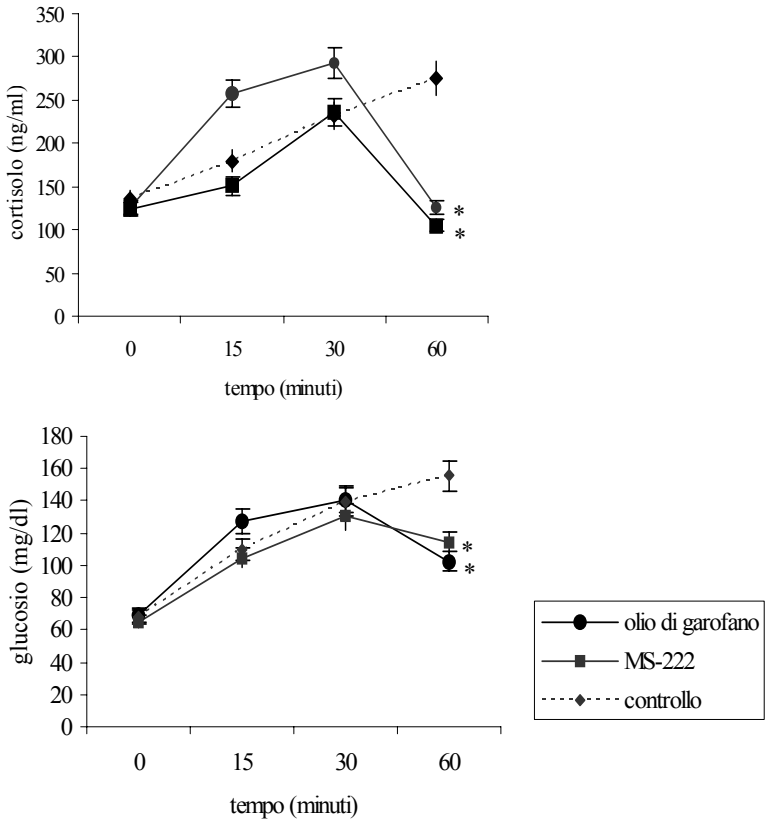


Fig. 1 - Effetto dell'anestesia sui livelli plasmatici di cortisolo e glucosio in *P. bogaraveo* sottoposto a stress. L'asterisco indica i valori significativamente differenti rispetto al controllo.

Effects of anaesthesia on the plasma cortisol and glucose levels in stressed P. bogaraveo. *The asterisks indicate the values significantly different from control.*

Conclusioni

I risultati ottenuti mettono in evidenza che nessuno dei due anestetici è stato sufficiente ad inibire l'attivazione dell'asse HPI indotta dallo stress. Infatti, l'incremento della cortisolemia e della glicemia si è verificato in maniera analoga sia nei pesci anestetizzati che in quelli manipolati senza anestesia, seguendo l'andamento tipico di una risposta acuta allo stress (Barton *et al.*, 1980; Strange e Schreck, 1978).

Nei pesci la risposta neuroendocrina ad un evento stressante è strettamente correlata al tipo di stress, in termini di severità e durata, ed alla specie (Robertson *et al.*, 1987). Nel presente lavoro è probabile che l'attivazione dell'asse HPI ed il conseguente incremento della cortisolemia e della glicemia, sia nei pesci

anestetizzati che in quelli manipolati senza anestesia, sia il risultato di un'azione concertata relativa al tipo di stress indotto ed al protocollo anestesiologico adoperato. Del resto oltre alla ben documentata efficacia dell'MS-222 nel ridurre la risposta allo stress da manipolazione (Thomas e Robertson, 1991) anche un precedente studio, da noi effettuato sulla stessa specie (Maricchiolo *et al*., 2002), aveva confermato tale risultato. In questo ultimo caso, tuttavia, lo stress indotto era di minore entità (manipolazione *vs*. manipolazione più ipossia) ed il protocollo applicato non prevedeva l'abbassamento del livello di acqua in vasca prima dell'immissione dell'anestetico; è probabile, infatti, che tale operazione abbia agito da agente stressante. Di contro l'efficacia dell'olio di garofano nel bloccare la risposta endocrina allo stress non è sempre confermata in letteratura. Tort *et al*. (2002) infatti, in uno studio effettuato per valutare l'effetto dell'olio di garofano sull'asse HPI, affermano che tale anestetico non elimina il rilascio di cortisolo che avviene normalmente in risposta ad uno stress.

È importante, inoltre, sottolineare che gli effetti della manipolazione nei pesci si protraggono per tempi piuttosto lunghi e dipendenti dalla specie. Morales *et al*. (2005), in una ricerca sugli effetti fisiologici dello stress da manipolazione condotta su *D. dentex*, riportano che i livelli di glucosio nel plasma ritornano ai valori iniziali dopo otto ore. Analogamente, Rotland *et al*. (2001) riferiscono che, in esemplari di *S. aurata* sottoposti ad uno stress acuto (da manipolazione), è necessario che trascorrano quattro ore affinché la cortisolemia ritorni alla normalità. Per concludere possiamo dire, quindi, che l'anestesia si è rivelata efficace nel ridurre gli effetti fisiologici dello stress in termini di durata. Tuttavia ulteriori studi sono necessari per esaminare in maniera più dettagliata la risposta allo stress in *P. bogaraveo* e per mettere a punto protocolli anestesiologici efficaci e riproducibili.

Bibliografia

ACKERMAN P.A., IWAMA G.K. (2001) - Physiological and cellular stress responses of juvenile rainbow trout to vibriosis. *J. Aquat. Anim. Health*, **13**: 173-180.

BARTON B.A., PETER R.E. AND PAULENCU C.R. (1980) - Plasma cortisol levels of fingerling rainbow trout (*Salmo gairdneri*) at rest and subjected to handling, confinement, transport and stocking. *Can. J. Fish Aquat. Sci*, **37**: 805-811.

EXPERT COMMITTEE ON FOOD ADDITIVES (1982) - Evolution of certain food additives and contaminantes. WHO (World Health Organization). Technical Report Series 20.

KING W., HOOPER B., HILLSGROVE S., BENTON C., BERLINSKY D. (2005) - The use of clove oil, metomidate, tricaine methanesulphonate and 2-phenoxyethanol for inducing anaesthesia and their effect on the cortisol stress response in black sea bass (*Centropristis striata* L.). *Aquac. Res.*, **36**: 1442-1449.

MARICCHIOLO G., GARAFFO M., MICALE V., MUGLIA U., and GENOVESE L. (2002) - The use of MS 222 during routine aquaculture procedures and biochemical response of blackspot sea bream *Pagellus bogaraveo*. *European Aquaculture Society, Special Publication*, **32**: 327 p.

MORALES A.E., CARDANETE G., ABELLAN E., GARCIA-REJON L. (2005) - Stress-related physiological responses to handling in common dentex (*Dentex dentex* Linnaeus, 1758). *Aquac. Res.*, **36**: 33-40.

POLI B.M., SCAPPINI F. (2004) - Metodi utilizzati a livello europeo per l'uccisione dei pesci: riflessi sul benessere animale e sulla qualità del prodotto finale (parte 2ª). *Il Pesce,* **6**: 103-114.

ROBERTSON L., THOMAS P., ARNOLD C.R., TRANT J.M. (1987) – Plasma cortisol and secondary stress responses of red drum to handling, transport, rearing density, and a disease outbreak. *Prog. Fish.-Cult.,* **49**: 1-12.

ROTLAND J., BALM P.H.M., PEREZ-SANCHEZ J., WENDELAAR-BONGA S.E., TORT L. (2001) - Pituitary and interrenal function in gilthead sea bream (*Sparus aurata* L., Teleostei) after handling and confinement stress. *Gen. Comp. Endocr.*, **121**: 333-342.

STOSKOPF M. (1993) - Anaesthesia. In: L. Brown (ed), *Aquaculture for veterinarians: fish husbandry and medicine*. Pergamon press, Oxford, New York, Seoul, Tokyo: 161-167.

STRANGE R.J., SCHRECK C.B. (1978) - Anesthetic and handling stress on survival and cortisol concentration in yearling Chinook salmon (*Onchorhynchus tsawytscha*). *J. Fish. Res. Board. Can*., **35**: 765-769.

THOMAS P., ROBERTSON L. (1991) - Plasma cortisol ang glucose stress responses of red drum (*Sciaenops ocellatus*) to handling and shallow water stressors and anesthesia with MS-222, quinaldine sulfate and metomidate. *Aquaculture*, **96**: 69-86.

TORT L., PUIGCERVER M., CRESPO S., PADROS F. (2002) - Cortisol and haematological responses in sea bream and trout subjected to the anaesthetics clove oil and 2-phenoxyethanol. *Aquac. Res.*, **33**: 907-910.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 527-530

P. Masullo[1], S. Ieropoli[1], M. Do Espirito Santo[4],
A. Ratto[3], G. Perrucci[2,4], G. Sansone[1,4]

[1]Dipartimento delle Scienze Biologiche, Sezione di Fisiologia ed Igiene, Università di Napoli "Federico II",
Via Mezzocannone, 8 - 80134 Napoli, Italia.
giosanso@unina.it
[2]Dipartimento delle Scienze Zootecniche ed Ispezione degli Alimenti, Università di Napoli "Federico II",
Via Delpino, 1 - 80134 Napoli, Italia.
[3]Istituto di Scienze dell'Alimentazione – CNR, Via Roma, 52 A/C - 83100 Avellino, Italia.
[4]CRIAcq - Centro interdipartimentale di Ricerca per l'Acquacoltura,
Via Università, 100 - 80055 Portici (NA), Italia.

EFFETTI DI SOSTANZE XENOBIOTICHE (IPA) SINGOLE ED IN MISCELA SULLA SOPRAVVIVENZA DI EMBRIONI E LARVE DI *SPARUS AURATA* (LINNAEUS, 1758)

EFFECTS OF SINGLE AND MIXED XENOBIOTIC SUBSTANCES (HPAS) ON SPARUS AURATA *(LINNAEUS, 1758) EMBRYOS AND LARVAE SURVIVAL*

Abstract

The aim of this study was to evaluate the effects on seabream embryos and larvae survival of the exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Therefore seabream embryos at early developed stage (3–4 hours post fertilization) and post-hatch larvae (60 hours-old) were acutely exposed (48 hours) to anthracene, pyrene and phenantrene (from 0,1 to 0,65 µg/ml). Results show that 60 hours-old larvae had a greater sensibility to each contaminant and to their mixture than embryos at blastula stage and that both systems were mainly sensitive to the pyrene. It was especially interesting that minimal concentrations of these pollutants (≥0,09 µg/ml), that haven't any effect alone, can quickly reduce significantly the embryos survival (at 24 hours) when in mixture.

Key-words: *seabream,* Sparus aurata*, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs).*

Introduzione

Tra i contaminanti marini gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) sono tra i composti più tossici della classe degli idrocarburi in quanto possono facilmente attraversare le membrane biologiche ed accumularsi negli organismi causando danni al materiale genetico. La loro elevata liposolubilità, infatti, li rende facilmente accumulabili nei tessuti adiposi causando lesioni e tumori epatici (Neff, 1982). Studi di biomonitoraggio passivo hanno evidenziato un elevato livello di IPA nel Mediterraneo e la loro presenza è stata anche accertata in tessuti di pesci e molluschi del Golfo di Napoli (Aurisicchio *et al*., 2003). La maggior parte dei lavori sperimentali ha valutato gli effetti di elevate concentrazioni dei singoli contaminanti, mentre solo pochi sono gli studi effettuati a basse concentrazioni, anche in miscela, per evidenziare l'eventuale interazioni tra più sostanze che singolarmente avrebbero effetto scarso o nullo.

Lo scopo del lavoro è stato la valutazione della tossicità, identificando i valori NOEL (No Observed Effect Level), LOEL (Low Observed Effect Level) ed LD_{50} (Lethal $Dose_{50}$), sia singola che in miscela, di antracene, pirene e fenantrene su embrioni e larve di orata, al fine di avere una misura diretta dell'effetto biologico dei contaminati sul differente grado di sviluppo embrionale.

Materiali e metodi

Embrioni di *Sparus aurata* (Linnaeus, 1758) ad un precoce stadio di sviluppo (3-4 ore post fertilizzazione) e larve di 60 ore di età sono stati esposti per 48 ore (esposizione acuta) a concentrazioni crescenti di antracene, fenantrene e pirene (da 0,1 a 0,65 µg/ml) ed alla loro miscela (da 0,01 a 0,18 µg/ml). Ciascuna concentrazione della miscela è costituita da concentrazioni eguali di ciascun idrocarburo. Le condizioni sperimentali adottate per l'esposizione sono state: salinità 38‰, pH 7,5-8,5, ossigeno disciolto 6-8 ppm, densità 250 uova/l. Poiché gli IPA hanno una scarsa solubilità in acqua come loro solvente è stato utilizzato il metanolo. Ciò ha indotto la costituzione di due gruppi di controllo: uno esposto alla sola acqua di mare artificiale e l'altro alla massima concentrazione di metanolo utilizzata nelle soluzioni test (10 µg/ml).

La percentuale di sopravvivenza dopo ogni esposizione è stata valutata a 96 ore rimuovendo gli embrioni non sopravvissuti durante il periodo di sviluppo. Ogni singola esposizione è stata effettuata in triplicato per 6 volte. I dati ottenuti sono stati sottoposti ad analisi statistica mediante il test *t-Student*, accettando come significativi valori di probabilità $(p)<0.02$.

Risultati

I due gruppi di controllo non hanno mai mostrato differenze significative, pertanto è stato possibile utilizzare nelle comparazioni statistiche un solo gruppo di controllo costituito dalla media dei due. I valori Noel, Loel e di LD_{50} rinvenuti sono riportati in Tab. 1.

Tab. 1 - Valori Noel, Loel ed LD_{50} determinati in embrioni allo stadio di blastula e in larve di *Sparus aurata* dopo esposizione agli IPA.
Noel, Loel and LD_{50} values in seabream embryos at blastula stage and larvae after the exposure to PHAs.

IPA	Blastule			Larve		
	Noel (µg/ml)	**Loel** (µg/ml)	**LD_{50}** (µg/ml)	**Noel** (µg/ml)	**Loel** (µg/ml)	**LD_{50}** (µg/ml)
Antracene	0.4	0.425	0,6	0.225	0.25	/
Fenantrene	0.3	0.35	0,425	0.175	0.2	/
Pirene	0.2	0.25	0,40	0.125	0.15	0,20
Miscela	0.12 (0.04 x 3)	0.21 (0.07 x 3)	0,17	0.09 (0.03 x 3)	0.12 (0.04 x 3)	0,13

Gli IPA utilizzati mostrano (Figg. 1, 2, 3) sia sugli embrioni allo stadio di blastula che sulle larve di 60 ore la seguente scala di tossicità valutando la sopravvivenza larvale di entrambi i sistemi a 96 ore: Antracene ≤ Fenantrene ≤ Pirene. Con l'utilizzo della miscela la prima differenza significativa rispetto al controllo è stata registrata nelle blastule con la concentrazione totale di IPA di 0,15 µg/ml e nelle larve con una concentrazione totale di IPA inferiore (0,09 µg/ml) (Fig. 4).

I risultati inoltre sembrano evidenziare che le larve di 60 ore presentano una maggiore sensibilità sia ai singoli contaminanti che alle miscele rispetto agli embrioni allo stadio di blastula. Ciò è spiegabile, probabilmente, con il fatto che gli embrioni allo stadio di blastula sono ancora provvisti di corion che conferisce ad essi maggiore protezione rispetto alle larve nei confronti di xenobiotici.

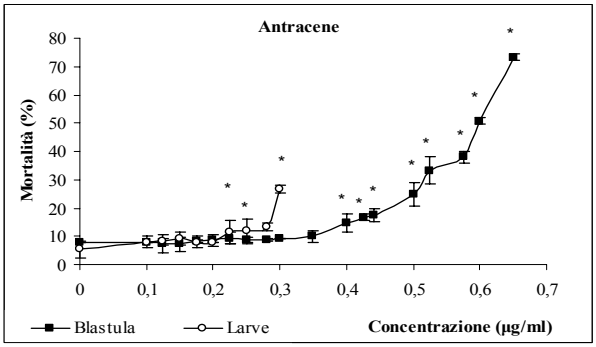


Fig. 1 - Effetto della esposizione acuta (48 ore) all'antracene in embrioni (blastula) e larve (60 ore) di orata.
*: effetto significativo delle singole concentrazioni di antracene (test *t-Student;* p< 0,01).
Effect of the acute exposure (48 hours) to anthracene on seabream embryos (blastula stage) and larvae (60 hours-old).
**: significant effect of individual anthracene concentrations (test t-Student; p<0,01).*

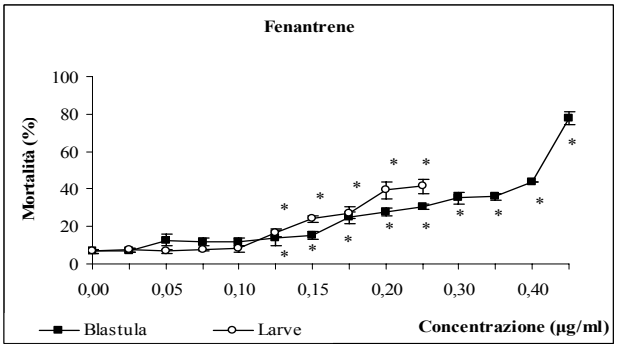


Fig. 2 - Effetto della esposizione acuta (48 ore) al fenantrene in embrioni (blastula) e larve (60 ore) di orata.
*: effetto significativo delle singole concentrazioni di fenantrene (test *t-Student;* p< 0,01).
Effect of the acute exposure (48 hours) to fenantrene on seabream embryos (blastula stage) and larvae (60 hours-old).
**: significant effect of individual fenantrene concentrations (test t-Student; p<0,01).*

Conclusioni

Di particolare interesse sono i risultati ottenuti dalle miscele in quanto permettono di ipotizzare ciò che realmente potrebbe avvenire in natura. Concentrazioni minime di contaminanti, che da sole non hanno effetto, possono agire accrescendo (interazione positiva) i danni a carico degli organismi. La miscela degli IPA, a concentrazioni anche dieci volte minori, presenta una tossicità notevolmente maggiore rispetto ai singoli idrocarburi. Tale informazione evidenzia l'importanza dello studio degli xenobiotici in miscele, onde poter meglio quantificare i livelli di

rischio derivanti dall'esposizione agli xenobiotici, anche se in dosi subacute, dei vari sistemi biologici ed organismi viventi nell'ambiente acquatico marino.

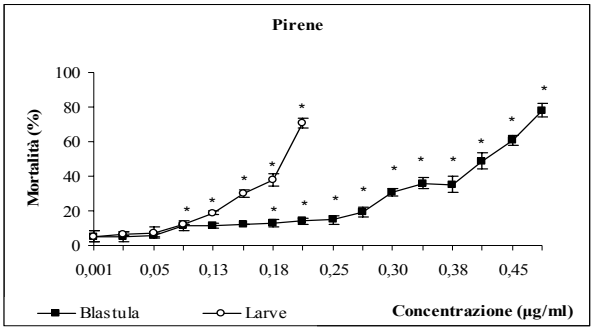


Fig. 3 - Effetto della esposizione acuta (48 ore) al pirene in embrioni (blastula) e larve (60 ore) di orata.
*: effetto significativo delle singole concentrazioni di pirene (test *t-Student;* p<0,01).
Effect of the acute exposure (48 hours) to pirene on seabream embryos (blastula stage) and larvae (60 hours-old).
**: significant effect of individual pirene concentrations (test t-Student; p<0,01).*

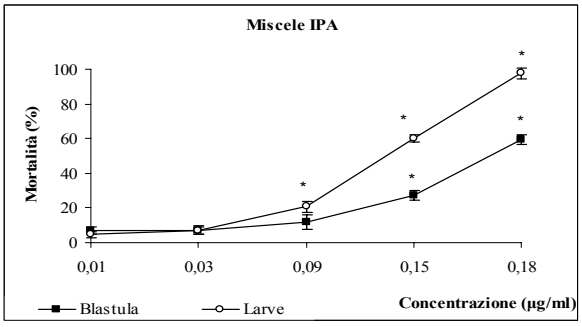


Fig. 4 - Effetto della esposizione acuta (48 ore) alla miscela di IPA in embrioni (blastula) e larve (60 ore) di orata.
*: effetto significativo delle singole concentrazioni della miscela (test *t-Student;* p<0,01).
Effect of the acute exposure (48 hours) to IPA mixture on seabream embryos (blastula stage) and larvae (60 hours-old).
**: significant effect of individual mixture concentrations (test t-Student; p<0,01).*

Bibliografia

AURISICCHIO G., COCOZZIELLO B., GIOVINAZZI F., LIPARDI I.L., MENNA A., SAGGIOMO V., SASSO A. (2004) – Monitoraggio delle acque marino costiere in Campania (ARPAC). 7° Conferenza Nazionale delle Agenzie Ambientali, Milano 2003.

NEFF J.M. (1982) - Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment and cancer risk to aquatic organisms and man. In: N.L. Richards and B.L. Jackson (eds), *Symposium: Carcinogenic Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the Marine Environment*. Pensacola Beach, Florida, 14-18 August, 1978. *U.S. Environmental Protection Agency*, Gulf Breeze, Florida: 385-409.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 531-535

P. Messina, M. Di Filippo, F. Saggiomo*, G. Piro, V. Zupo

Lab. di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "A. Dohrn",
Punta S. Pietro – 80077 Ischia (NA), Italia.
patmes@szn.it
*Lab. di Oceanografia Biologica, Staz. Zoologica "A. Dohrn", Villa Comunale, 1 – 80121 Napoli, Italia.

TECNICHE DI ALLEVAMENTO IN SISTEMA CHIUSO DEL POLICHETE DA ESCA *LUMBRINERIS IMPATIENS* (LUMBRINERIDAE) E PRIMI DATI SULL'ECOLOGIA TROFICA

REARING TECHNIQUE IN A CLOSED SYSTEM OF THE BAIT POLYCHAETE LUMBRINERIS IMPATIENS *(LUMBRINERIDAE) AND FIRST DATA ON TROPHIC ECOLOGY*

Abstract

Laboratory rearing technique of the bait polychaete Lumbrineris impatiens *(Lumbrineridae) are presented along with first data on its tropic ecology. A small scale closed system, consisting of 4 connected tanks, equipped with an independent system of water circulation, was developed and here described. Gut content analysis revealed that the species is omnivorous-detritivorous at all sizes and periods examined (May, August, November and February).*

Key-words*: polychaetes, bait,* Lumbrineris impatiens*, aquaculture.*

Introduzione

Varie specie di policheti sono raccolte a fini commerciali, per l'utilizzo come esche per la pesca sportiva o come cibo per organismi in allevamento, e rappresentano quindi una potenziale risorsa sia per specifiche categorie di pescatori, sia per l'acquacoltura. Attualmente, tuttavia, risultano ancora scarsi gli studi specifici per la coltura intensiva di questi vermi e scarse le informazioni relative a tecniche di allevamento e ad impianti pilota.

In Campania si commercializza, per la pesca sportiva, la cosiddetta "esca rossa" ("arenicola napoletana"), corrispondente al polichete *Lumbrineris impatiens* Claparède (= *L. tetraura*) (Lumbrineridae); questa specie vive comunemente su fondali sabbiosi superficiali, e la sua raccolta nel Golfo di Napoli è stata documentata già da Lo Bianco nel 1909. Per lo studio della sua biologia, di cui si hanno scarse osservazioni precedenti (Cazaux, 1972; Messina *et al*., 2005), è in corso un programma di ricerche finanziato dalla Regione Campania (POR 2000-2006, fondi SFOP misura 4.23, sottomisura 6), condotto anche al fine di migliorarne la gestione quale risorsa. Detto programma vede la collaborazione della Cooperativa di pescatori di Torre Annunziata, la quale conduce raccolte di *L. impatiens* a fini commerciali.

Tra gli obiettivi della ricerca, oltre allo studio della distribuzione, biologia riproduttiva, ecologia trofica e dinamica di popolazione della specie, vi è la messa a punto di soluzioni adeguate per l'allevamento in laboratorio di larve ed adulti. Nel presente contributo descriviamo la struttura tecnologica di un impianto sperimentale di allevamento a ciclo chiuso realizzato nell'ambito del programma ed i dati raccolti sull'ecologia trofica di *Lumbrineris impatiens*.

Materiali e metodi

Individui adulti di *L. impatiens* sono stati raccolti mensilmente nell'area di Torre Annunziata e trasferiti in laboratorio nel giro di poche ore. Gli individui maturi sono stati identificati al momento della raccolta e mantenuti separati per procedere al loro allevamento e alla riproduzione *in vitro*, con successivo allevamento delle larve ottenute. Per questo scopo è stato messo a punto un sistema d'allevamento a ciclo chiuso in piccola scala per gli animali adulti e maturi, costituito da 4 linee autonome disposte verticalmente, ognuna composta da 4 vasche da 14 litri. L'acqua di ogni linea passa attraverso un filtro esterno (Eheim-Classic) con portata nominale di 620 l/h; sotto lo strato di sabbia è stata disposta un piastra forata per garantire l'ossigenazione della stessa.

Le larve ottenute in seguito alla fecondazione *in vitro* (Messina *et al.*, 2005) sono state mantenute in beute da 200 e 400 ml, contenenti acqua di mare filtrata con lana di perlon, in camere termostatiche, in condizioni controllate (20 °C, fotoperiodo di 12 ore) con uso di aeratori per garantire corretti scambi gassosi, regolati in modo tale da creare il minimo movimento per non danneggiare le larve. Le larve sono state alimentate nei primi 9 giorni d'allevamento (fase pelagica) con fitoplancton del genere *Nannochloropsis* sp. ($7{,}5\times10^4$ cellule/ml) e cibo artificiale (Snow reef, Super HiGroup), con sostituzione dell'acqua e aggiunta di cibo fresco ogni due giorni. Dopo il *settlement* (fase post-larvale) l'alimentazione è stata integrata con cibo secco (SuperHi-Food granulato).

Prove di ingrasso di adulti sono effettuate in vasche di PVC, di circa 400 litri di volume lordo (1×1×0,4 m), all'interno delle quali sono posizionate 2 vaschette (54×35×11 cm) riempite con sabbia, setacciata in modo tale da escludere la componente grossolana (>1,0 mm). L'acqua di mare veniva lasciata fluire di continuo per permettere sia l'ossigenazione sia il ricambio (1 ricambio completo ogni 3 ore). In ogni vaschetta sono stati immessi 20 individui immaturi in modo da ottenere un rapporto di 1 individuo/3,6 litri di acqua e 1 indviduo/0,5 litri di sabbia. Gli animali erano alimentati, 2 volte la settimana, con cibo secco per pesci (Floating food pellets, Goldfish e Koi). Per lo studio delle relazioni allometriche è stato selezionato un set di 60 individui. Ogni individuo è stato osservato al binoculare e tagliato a livello dei primi 100 segmenti, per effettuare misure sia della parte anteriore sia dell'individuo intero, al fine di valutare le relazioni anche in individui interi o rigenerati. Di ogni individuo è stata quindi misurata: la lunghezza totale, la larghezza del secondo setigero, il peso fresco, il peso secco, il peso secco senza ceneri (AFDW) dei primi 100 setigeri e degli individui interi. Le indagini trofiche sono state condotte su gruppi di 30 individui di diversa taglia raccolti in natura a maggio, agosto, novembre e febbraio. Gli animali campionati, fissati immediatamente (soluzione di formaldeide al 4%) al fine di bloccare i processi digestivi, sono stati suddivisi in tre classi di taglia: piccoli (4,2-80,1 mg, peso secco), medi (80,1-154,4 mg) e grandi (>154,4 mg). Ogni individuo è stato poi sezionato per il prelievo del tubo digestivo e l'esame del suo contenuto al microscopio. I dati sia quantitativi che qualitativi sono stati raggruppati per taglia e per periodo di prelievo al fine di effettuare comparazioni. È stata calcolata per ogni "item" rinvenuto nel contenuto stomacale la percentuale di dominanza rispetto al contenuto *in toto* del campione. Per verificare eventuali differenze statistiche in rapporto ai diversi gruppi di taglia degli animali in ciascun mese, è stato effettuato il t-test. Per testare le differenze tra gli individui nei diversi mesi di campionamento è stata effettuata l'analisi ANOVA a una via. Le comparazioni post-hoc sono state effettuate con il Turkey-test.

Risultati

Il sistema d'allevamento a ciclo chiuso risulta essere vantaggioso in quanto si ha una bassa percentuale di mortalità (6,5%) dei riproduttori, soprattutto nei primi giorni, dovuta allo stress del trasporto dalla zona di prelievo (Torre Annunziata) al laboratorio di Ischia, sede dell'impianto sperimentale. Anche i valori chimico-fisici dell'acqua in circolo restano costanti: pH=8,5; ammonio=assente; nitriti=0,5 mg/l; nitrati=5,0 mg/l; ioni fosfato=assenti. La semplicità di questo sistema e le quattro linee autonome permettono di regolare autonomamente la temperatura, somministrare una specifica dieta, o testare l'effetto di determinate tipologie di sedimento, o di induttori ormonali, in modo da poter effettuare esperimenti per testare l'influenza di queste variabili sulla maturazione degli oociti e sull'accrescimento somatico.

Per quanto riguarda l'allevamento larvale e postlarvale, confrontando la percentuale di sopravvivenza delle larve alimentate con fitoplancton con quelle alimentate con "Snow reef" si vede come questo cibo artificiale dia una resa migliore rispetto al fitoplancton. La sopravvivenza larvale e postlarvale, alta nei primi cinque giorni, diminuisce drasticamente nel tempo (Messina *et al.*, 2005). Questa mortalità potrebbe dipendere da un fattore "meccanico" in quanto le postlarve, in fase bentonica di insediamento, sono difficilmente individuabili poichè aderiscono al substrato muovendosi poco e nascondendosi sotto i flocculi formati dal cibo secco, integrato dal nono giorno di allevamento. Le larve, nella loro fase pelagica, sono invece ben visibili, anche perché sono alimentate solo con fitoplancton e/o cibo artificiale, che non opacizza l'acqua.

In base allo studio biometrico è stato possibile identificare la larghezza del secondo setigero come la variabile meglio correlata con la biomassa (peso secco) secondo la relazione riportata in Fig. 1. Si osserva che il peso fresco medio è di 0,86±0,70 g; il peso secco medio è di 0,19±0,15 g ed il peso secco senza ceneri (Ash-free dry weight) è 15,2±15,9 mg.

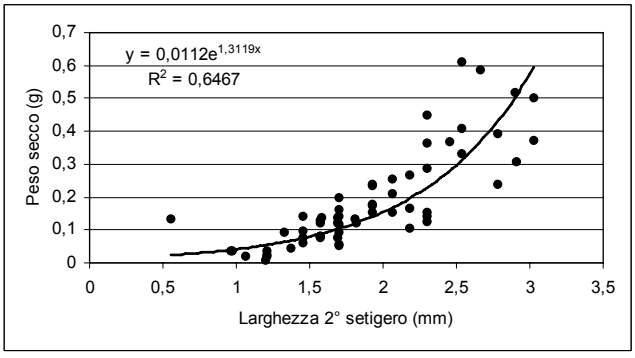


Fig. 1 - Indagini biometriche: relazione fra peso secco e larghezza del secondo setigero in *Lumbrineris impatiens.*

Biometrics investigations: relationship between dry-weight and width of the second segment in Lumbrineris impatiens.

Fra gli individui utilizzati per l'analisi dei contenuti stomacali la taglia piccola è presente solo nel mese di maggio (Fig. 2). Non sono state dimostrate differenze

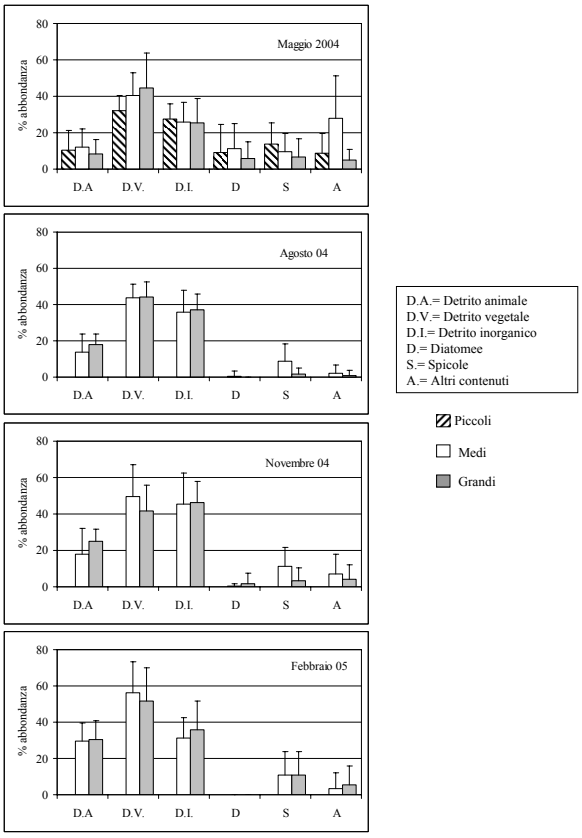


Fig. 2 - Medie della percentuale di abbondanza dei principali items del contenuto stomacale di *Lumbrineris impatiens* nei mesi di Maggio (a), Agosto (b), Novembre (c) 2004, Febbraio 2005 (d). Le barre rappresentano le deviazioni standard.

Mean of the percent of abbundance of the main items of the gut content of Lumbrineris impatiens *conducted in May (a), August (b), November (c) 2004, February 2005 (D). Bars represent standard deviations.*

significative nell'abbondanza delle diverse categorie alimentari tra le tre taglie (t test; $p>0,05$), mentre si osservano differenze significative nell'abbondanza dei contenuti stomacali tra i mesi di maggio ed agosto (Turkey test; $p<0,05$). Possiamo però osservare che in tutti i mesi e le taglie, il detrito vegetale (D.V.; Fig. 2) risulta essere il contenuto più abbondante. La percentuale maggiore si osserva a maggio nelle taglie grandi (Fig. 2a) e negli altri mesi nelle taglie medie (Fig. 2b, c, d). Il detrito inorganico (D.I.) è il secondo contenuto più abbondante in tutti i mesi (Fig. 2). L'alta abbondanza del detrito inorganico deriva dal fatto che gli animali ingeriscono attivamente il sedimento con tutto ciò che si ritrova in esso. Il detrito animale (D.A.) nel mese di maggio risulta essere più abbondante nella taglia media (Fig. 2a), mentre negli altri mesi è più abbondante nelle taglie grandi (Fig. 2b, c, d). Le spicole (S.) (prevalentemente di spugna) sono presenti in tutti i mesi, con maggiore abbondanza nella taglia piccola del mese di maggio (Fig. 2a),

e nelle taglie medie negli altri mesi (Fig. 2b, c, d). Diatomee bentoniche (D.) si ritrovano in grande abbondanza nel mese di maggio (Fig. 2a) a causa del bloom fitoplanctonico primaverile, ed in tracce ad agosto (Fig. 2b) e novembre (Fig. 2c). A maggio, rispetto agli altri mesi, si riscontra una maggiore omogeneità fra le categorie alimentari, in quanto gli animali hanno disponibilità di tutti gli alimenti necessari, grazie alla fioritura primaverile. Negli altri mesi, invece, si alimentano soprattutto di alghe e detrito. La specie risulta quindi essere onnivora-detritivora, con prevalenza di detrito vegetale.

Conclusioni

Il nostro progetto pilota era finalizzato, oltre che allo studio della biologia di questa specie, alla messa a punto di procedure di allevamento intensivo atte a ridurre lo sforzo di pesca, la pressione selettiva sulla popolazione naturale, e garantire disponibilità della risorsa anche nei periodi sfavorevoli alla raccolta (es. in inverno). Per ottimizzare il funzionamento di un sistema di allevamento intensivo è necessario ancora definire alcuni aspetti gestionali. A questo scopo sarà necessario comprendere i motivi della variabilità osservata nei tassi di fecondazione, dipendenti probabilmente dalla "viability" delle uova stesse (Messina *et al.,* 2005) e dell'elevata mortalità larvale in laboratorio (specialmente degli stadi più avanzati e di quelli post-insediamento; Messina *et al*., 2005). Tuttavia, dalle informazioni ad oggi acquisite sulla biologia della specie e dalle prove di allevamento effettuate, si rileva come in condizioni controllate (sufficiente sedimento sul fondo, ricircolo dell'acqua e bassa densità di popolazione) i vermi adulti sopravvivono mediamente oltre 8 mesi in vasca. I nostri risultati, proiettati su scala di produzione, permettono la realizzazione di un impianto di ingrasso utile per supplire a difficoltà di approvvigionamento, garantendo minori impatti sui sistemi naturali. La possibilità di fecondazione *in vitro* dimostrata, pur se con rese variabili del tasso di fecondazione e del numero di larve ottenute, potrebbe facilitare operazioni di ripopolamento e quindi mitigare gli effetti della pressione di pesca. Le tecniche di allevamento e di fecondazione *in vitro* potranno essere trasferite a cooperative di pescatori professionisti con investimenti modesti.

Ringraziamenti

Si ringrazia la Cooperativa di pescatori di Torre Annunziata, per la collaborazione e la Dott.ssa M.C. Gambi, co-responsabile del progetto.

Bibliografia

CAZAUX C. (1972) - Développement larvaire d'annélides polychètes (Bassin d'Arcachon). *Arch. Zool. Exp. Gén*., **113**: 71-108.

LO BIANCO S. (1909) - Notizie biologiche riguardanti specialmente il periodo di maturità sessuale degli animali del golfo di Napoli. *Mittheilung. Zoologisch. Stat. Neapel*, **19** (4): 576-589.

MESSINA P., DI FILIPPO M., GAMBI M.C., ZUPO V. (2005) - *In vitro* fertilization and larval development of a population of *Lumbrineris* (*Scoletoma*) *impatiens* (Claparède) (Polychaeta, Lumbrineridae) of the Gulf of Naples (Italy) finalised to aquaculture. *Invert. Repr. Develop*, **48** (1-3): 31-40.

Studio finanziato con fondi del POR-Campania 2000-2006, SFOP misura 4.23 sottomisura 6.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 536-538

A. Pagliarani, P. Bandiera, F. Trombetti, V. Ventrella, A.R. Borgatti

Dipartimento di Biochimica "G. Moruzzi", Sezione di Biochimica Veterinaria, Università di Bologna, Via Tolara di Sopra, 50 - 40064 Ozzano Emilia (BO), Italia.
apagliar@vet.unibo.it

RISPOSTA A COMPOSTI ORGANOSTANNICI DI ATPasi Na-DIPENDENTI IN MOLLUSCHI BIVALVI DI ALLEVAMENTO

Na-DEPENDENT ATPase RESPONSE TO ORGANOTINS IN CULTURED BIVALVE MOLLUSCS

Abstract

The in vitro effect of tributyltin (TBT) on the Na,K-ATPase and the ouabain-insensitive Na-ATPase in clam and mussel gills and mantle was investigated. In the mussel also monobutyltin (MBT), dibutyltin (DBT) and tetraethyltin (TeET) were tested. While the Na-ATPase showed an overall organotin refractoriness, the Na,K-ATPase, especially in the gills, was confirmed as a possible organotin target, being progressively inhibited by increasing TBT doses and differently susceptible in the order TBT>DBT>>MBT=TeET (no effect) in the mussel.

Key-words*: pollutants, marine molluscs, Na-ATPases.*

Introduzione

La diffusione dei composti organici dello stagno nell'ambiente acquatico, per lo più dovuta al loro largo impiego soprattutto in passato, nelle pitture antivegetative, rappresenta una costante minaccia per la salubrità dei prodotti ittici nelle aree marine costiere, in cui si trovano gli allevamenti. Questi contaminanti sono noti infatti come persistenti e soggetti a bioaccumulo, per cui, tramite la catena alimentare, sono trasmissibili a diversi livelli di consumatori fino all'uomo. Anche in Italia il problema della possibile contaminazione dei prodotti ittici, in particolare dei molluschi, da stagno tributile (TBT) e derivati è stato ripetutamente sollevato (Boscolo *et al*., 2004). I molluschi bivalvi presentano il maggior accumulo e mostrano risposte a diversi livelli, in parte correlabili all'incorporazione e interazione di questi contaminanti lipofili con le membrane biologiche (Chicano *et al*., 2001). Possibili effetti sui meccanismi biochimici della regolazione ionica dei molluschi sono stati finora poco o per nulla presi in esame dalla letteratura, benchè nei pesci sia stata riportata inibizione della Na,K-ATPasi (Alkhail *et al*., 2004) e la regolazione ionica sia essenziale per l'omeostasi e la sopravvivenza cellulare. I molluschi bivalvi finora studiati possiedono due attività ATPasiche Na-dipendenti di membrana: la classica Na,K-ATPasi e una Na-ATPasi ouabaino-insensibile, di circa pari entità in alcune specie di vongole, mentre nel mitilo la seconda è di gran lunga superiore alla prima (Pagliarani *et al*., 1996). Su queste basi è sembrato interessante verificare in vongole e mitili la risposta *in vitro* delle due attività ATPasiche a composti organostannici.

Materiali e metodi

In preparazioni microsomali di branchie e mantello di *Tapes philippinarum* e *Mytilus galloprovincialis*, ottenuti da allevamenti nell'Adriatico settentrionale,

sono state determinate spettrofotometricamente le attività della Na,K-ATPasi e della Na-ATPasi (Pagliarani *et al.*, 1996), in assenza e in presenza di concentrazioni crescenti di TBT (0-34 micromolare) e in *M. galloprovincialis* anche di monobutil-(MBT), di dibutil-(DBT) e tetraetil-(TeET) derivati, immessi nel mezzo di reazione come cloruri in soluzione acquosa (acqua ultrapura Millipore 18 MΩ contenente dimetilsulfossido 0,1-1,0% v/v, che in prove preliminari, alle concentrazioni utilizzate, non aveva mostrato alcun effetto sulle attività enzimatiche). Le attività ATPasiche (micromoli di fosfato inorganico·mg proteina^{-1}·ora^{-1}) sono state espresse come percentuale dell'attività enzimatica determinata in assenza di contaminanti. Per ciascuna concentrazione saggiata, sono state effettuate almeno tre determinazioni su preparazioni microsomali distinte e riferibili a pool di animali diversi. La significatività delle differenze fra i valori di attività enzimatica in presenza e in assenza dei contaminanti è stata valutata mediante il metodo del t di Student, previa trasformazione angolare dei valori percentuali (arcosen $\sqrt{\%}$).

Risultati

In entrambe le specie, mentre la Na-ATPasi insensibile all'ouabaina si è mostrata generalmente refrattaria ai contaminanti saggiati, la Na,K-ATPasi è risultata progressivamente inibita da concentrazioni crescenti di TBT e più sensibile nelle branchie che nel mantello. Nel mitilo il DBT conferma la minore tossicità rispetto al TBT inibendo, anche se meno di quest'ultimo, la Na,K-ATPasi di branchie più di quella di mantello (Tab. 1). MBT e TeET, nell'ambito delle stesse concentrazioni dimostrate efficaci per TBT e DBT, praticamente non hanno effetto sulle due attività ATPasiche. L'attività della Na-ATPasi branchiale è risultata depressa di circa il 20% da tutte le concentrazioni di DBT saggiate.

Tab. 1 - Inibizione della Na,K-ATPasi da TBT e DBT.
Max conc.: concentrazione del contaminante a cui si ha la massima inibizione; Max inib.: inibizione massima osservata, in percentuale dell'attività enzimatica del controllo; I_{50}: concentrazione che inibisce del 50%; EC_{50}: concentrazione che produce la metà dell'effetto massimo osservato.

Na,K-ATPase inhibition by TBT and DBT.
Max conc.: contaminant concentration exerting the maximal inhibition; Max inib.: maximal inhibition, as percent of control enzyme activity; I_{50}: 50% inhibitory micromolar concentration; EC_{50}: concentration producing half of the maximal effect observed.

	BRANCHIE				MANTELLO		
M. galloprovincialis	Max.Conc. (microM)	Max Inib.(%)	I_{50} (microM)	EC_{50} (microM)	Max.Conc. (microM)	Max Inib.(%)	EC_{50} (microM)
TBT	34,5	100,0	2,0		24,2	50,0	7,0
DBT	21,5	75,0		11,4	34,4	46,0	15,8
T. philippinarum							
TBT	34,5	100,0	14,2		34,5	81,0	5,0

Conclusioni

L'effetto dei diversi composti organostannici sulle ATPasi in studio sembra in relazione alla polarità della molecola e pertanto alla possibile interazione con strutture lipidiche di membrana (Chicano *et al*., 2001). In base ai risultati ottenuti sembra quindi chiaro che anche nei molluschi bivalvi la Na,K-ATPasi rappresenta un bersaglio di questi contaminanti. La scarsa risposta della coesistente Na-ATPasi costituisce un ulteriore fattore distintivo tra le due ATPasi, già dimostrate diversamente sensibili a svariati parametri e contaminanti ambientali (Pagliarani *et al*., 1996). Per l'analogia di funzione attribuita alle due ATPasi nel trasporto del Na^+ all'esterno della cellula, il mantenimento dell'attività Na-ATPasica in presenza di organostannici potrebbe in qualche modo compensare l'inibizione della Na,K-ATPasi in animali contaminati mascherandone gli effetti e consentendone la sopravvivenza.

Bibliografia

ALKHAIL A.R.A.A, ASKAR A.I., YOUNIS L.K., EL-GENDY K.S., ABBAS M.M., MAREI A.S.M. (2004) - Risk assessment of tributyltin oxide in aquatic environment: a. Toxicity and sublethal effects on brain AChE and gill ATPases activity of tilapia fish, *Oreochromis niloticus. Pakistan J. Biol. Sci.,* **7** (7): 1117-1120.

BOSCOLO R., CACCIATORE F., BERTO D., NARIN M.G., GIANI M. (2004) - Contamination of natural and cultured mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the northern Adriatic Sea by tributyltin and dibutyltin compounds. *Appl. Organomet. Chem.,* **18**: 614-618.

CHICANO J.J., ORTIZ A., TERUEL J.A., ARANDA F.J. (2001) - Interaction of organotin compounds with phospholipid membranes. *Cell Biol. Mol*., **6** (2A): 340-342.

PAGLIARANI A., VENTRELLA V, TROMBETTI F., PIRINI M., TRIGARI G., BORGATTI A.R. (1996) - Mussel microsomal Na^+, Mg^{2+}-ATPase sensitivity to waterborne mercury, zinc and ammonia. *Comp. Biochem. Physiol*., **113C**: 185-191.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 539-543

E. Rambaldi, M. Contegiacomo, P. Pelusi, F. Basile*, M. Maffei*

Consorzio Mediterraneo scarl, Via Guattani, 9/b – 00161 Roma, Italia.
rambaldi@mediterraneo.coop
*MARE scarl, Via E. Toti, 2 - 47841 Cattolica (RN), Italia.

APPLICAZIONE DI UN PROTOCOLLO PRODUTTIVO IN MARICOLTURA FINALIZZATO AD UNA PRODUZIONE DI QUALITÀ A RIDOTTO IMPATTO AMBIENTALE

APPLICATION OF A FARMING PROTOCOL IN MARICULTURE AIMED AT IMPROVING PRODUCT QUALITY AND REDUCING THE ENVIRONMENTAL IMPACT

Abstract

This research verified the application of a responsible production protocol with low environmental impact in a fish marine farm. Three different species (sea bream, sea bass and white bream) intensively farmed in cages at sea have been controlled from March 2003 to September 2004. Analysis on environmental parameters, biometrics of specimen and their nutritional characteristics have been carried out. The final results allowed to start up a certification for quality products.

Key-words: Dicentrarchus labrax, Sparus aurata, Puntazzo puntazzo, *mariculture, environmental impact.*

Introduzione

Sulle indicazioni delle linee guide formulate dalla FAO nel Codice di Condotta per la Pesca Responsabile (FAO, 1995), l'attenzione di gran parte dei paesi si è concentrata verso la ricerca di forme di allevamento in grado di promuovere il giusto equilibrio tra attività produttiva, salvaguardia dell'ambiente e produzioni di qualità.

Prendendo spunto dalle considerazioni sopra riportate, il presente studio applicativo ha inteso stabilire le corrette procedure per indirizzare le pratiche di maricoltura verso tecniche responsabili e a ridotto impatto ambientale. Lo studio completa gli aspetti già avviati in una precedente ricerca sull'acquacoltura biologica, curata da Uniprom (AA.VV., 2001).

Materiali e metodi

Il progetto è stato realizzato presso l'impianto in gabbie galleggianti della Maricoltura Mattinatese s.c.a.r.l. (Mattinata – FG) e ha interessato le tre specie attualmente allevate, la spigola (*Dicentrarchus labrax*), l'orata (*Sparus aurata)* ed il sarago pizzuto (*Puntazzo puntazzo)*.

Durante tutto l'arco della produzione, da maggio 2003 a settembre 2004, è stato effettuato un monitoraggio continuo del processo di produzione, secondo le linee predisposte nel protocollo operativo e basato sull'esperienza Uniprom (A.A.V.V., 2001), con annotazione di tutte le attività su apposite schede.

Al termine è stato predisposto un disciplinare in grado di fornire le indicazioni migliori per standardizzare la Maricoltura Mattinatese verso una produzione di qualità, che inglobasse la tutela della risorsa acquatica e il benessere degli animali

allevati, grazie ad un miglior rapporto tra biomassa ittica e volume di allevamento e ad una più attenta gestione aziendale verso la prevenzione dei possibili rischi.

In Tab. 1 si riportano le principali differenze delle attività gestionali tra il protocollo sperimentale adottato e le procedure correnti presso l'impianto.

Tab. 1 - Confronto delle principali attività tra pratiche correnti e protocollo sperimentale.
Comparison between usual practices and experimental protocol.

Attività	Pratica corrente	Protocollo sperimentale
Monitoraggio parametri gabbia	settimanale	giornaliero
Somministrazione mangime	1-2 dosi/giorno	2-3 dosi/giorno
Stime accrescimento	mensile	quindicinale
Densità allev. finale	13-16 kg/m^3	10-12 kg/m^3
Piano fabbisogni alimentari	mensile	quindicinale
Raccolta morti	1 controllo/giorno	2 controlli/giorno
Cambio rete	1 cambio/ciclo	3 cambi/ciclo

I parametri fisico-chimici (temperatura e ossigeno) sono stati rilevati con frequenza giornaliera, mentre con cadenza quindicinale sono state effettuate le rilevazioni biometriche su campioni di prodotto. Gli esemplari morti venivano eliminati giornalmente dalle gabbie. La pulizia ed il cambio delle reti sono stati potenziati in funzione dei parametri ambientali monitorati, soprattutto dell'ossigeno disciolto. Nella scheda di gestione del modulo era registrata la quantità giornaliera di mangime erogata e la relativa percentuale calcolata sul peso vivo. Il quantitativo di mangime somministrato, di tipo estruso ad elevata digeribilità e ad alto rendimento energetico, era determinato sulla base della temperatura dell'acqua, della taglia del pesce e del suo stato di salute. Il monitoraggio giornaliero dei parametri ambientali ha consentito una più attenta e puntuale pianificazione del programma alimentare per le specie allevate, rispetto alla pratica consolidata presso l'impianto.

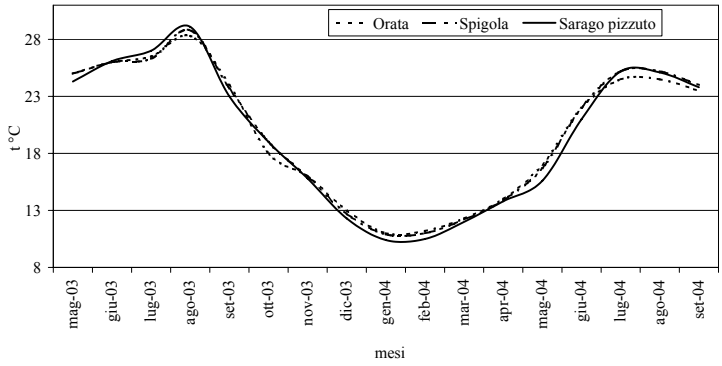


Fig. 1 - Andamento mensile della temperatura dell'acqua per specie.
Monthly water temperature pattern per species.

Risultati

L'applicazione del disciplinare di produzione, predisposto secondo le indicazioni responsabili, ha consentito di ottimizzare le fasi di gestione e allevamento delle tre specie target; nelle Figg. 1 e 2 si riportano gli andamenti mensili, nei moduli sperimen-

tali, della temperatura e dell'ossigeno disciolto, mentre nelle Figg. 3 e 4 sono descritti gli andamenti dell'accrescimento e della somministrazione del mangime, per specie.

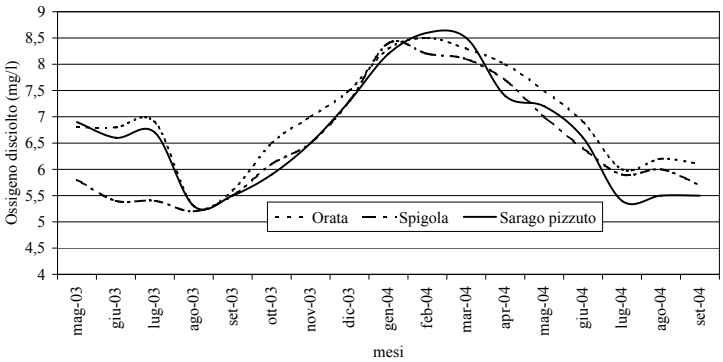


Fig. 2 - Andamento mensile dell'ossigeno disciolto per specie.
Monthly dissolved oxygen pattern per species.

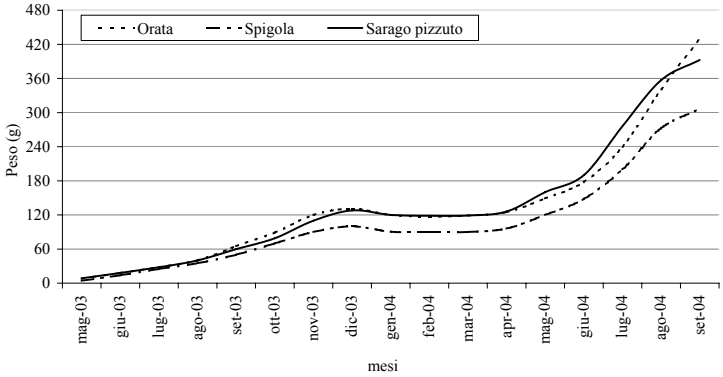


Fig. 3 - Accrescimento mensile per specie.
Monthly growth per species.

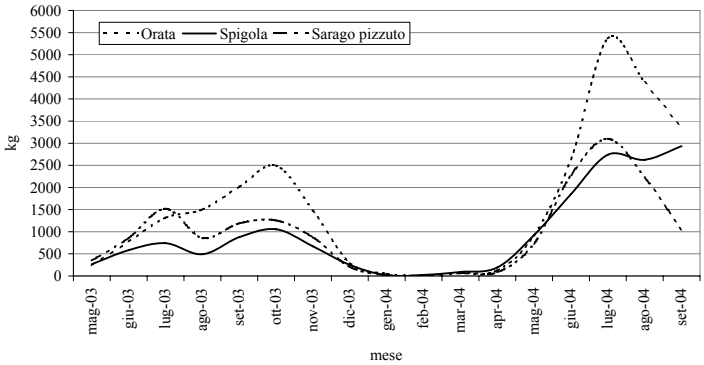


Fig. 4 - Dose di mangime per mese e per specie.
Feed quantity per month/species.

I giovanili introdotti nelle gabbie erano di provenienza nazionale certificata, e la densità finale non ha superato i 12 kg/m^3 era minore rispetto ai 16 kg/m^3 normalmente prodotti presso l'impianto; ciò ha consentito di ottimizzare le fasi di crescita e di contenere gli impatti verso l'ambiente dovuti alle escrezioni ed al mangime non ingerito.

Per l'orata l'indice di conversione è risultato pari a 1.7 *vs*. 1.9 dell'allevamento tradizionale, per la spigola 1.8 *vs*. 2.0 e per il sarago pizzuto l'indice è stato pari a 1.6 *vs*. 1.7.

La somministrazione del mangime in più razioni giornaliere, la qualità del mangime utilizzato e l'attento controllo dei parametri degli ambienti di allevamento hanno consentito di raggiungere buoni accrescimenti e migliori indici di conversione rispetto alla gestione corrente. La mortalità si è presentata contenuta, grazie anche ai controlli e alle misure di prevenzione delle situazioni di stress (cambio reti, riduzione della razione alimentare e massima igiene delle attrezzature). Al termine dell'indagine sono state condotte analisi nutrizionali (Tabb. 2-3) su campioni rappresentativi delle tre specie, con risultati che evidenziano il corretto apporto di grassi, la rilevante presenza di acidi grassi n3 e n6, la ricchezza in proteine, vitamine liposolubili e sali minerali (AA.VV., 2001).

Tab. 2 - pH e composizione centesimale di base.
pH and centesimal composition.

	SPECIE					
	Orate		Saraghi		Spigole	
	Media	D.S.	Media	D.S.	Media	D.S.
pH	*6,23*	*0,13*	*6,15*	*0,03*	*6,24*	*0,03*
Umidità (g/100g)	*68,15*	*1,16*	*69,75*	*0,74*	*67,34*	*0,57*
Proteine (g/100g)	*18,08*	*4,84*	*17,52*	*0,68*	*17,90*	*1,81*
Lipidi totali (g/100g)	*11,26*	*1,74*	*9,59*	*0,16*	*11,37*	*0,34*
Carboidrati (g/100g)	*0,82*	*0,66*	*1,71*	*0,84*	*1,74*	*1,23*
Ceneri (g/100g)	*1,68*	*0,13*	*1,43*	*0,10*	*1,66*	*0,03*

Tab. 3 - Composizione percentuale (%) in acidi grassi, colesterolo e vitamine A-E.
Percentage (%) composition of fatty acids, cholesterol and vitamins A-E.

	SPECIE					
	Orate		Saraghi		Spigole	
	Media	D.S.	Media	D.S.	Media	D.S.
Ac. grassi saturi %	*32,35*	*0,86*	*31,70*	*1,14*	*30,20*	*1,52*
Ac. grassi monoinsaturi %	*35,92*	*1,02*	*31,96*	*1,40*	*38,02*	*0,96*
Ac. grassi polinsaturi %	*31,73*	*1,87*	*36,34*	*1,60*	*31,44*	*2,72*
Colesterolo mg/100g	*60,67*	*3,91*	*60,67*	*3,02*	*66,67*	*1,90*
Vit. A (microgrammi/1100g)	*20,17*	*0,73*	*19,96*	*0,69*	*20,56*	*0,71*
Vit. E mg/100g	*3,87*	*1,65*	*6,20*	*2,57*	*3,77*	*4,28*

Conclusioni

L'applicazione, per un intero ciclo produttivo, del disciplinare di produzione responsabile ha posto le basi per definire tecniche di gestione improntate sul rispetto dell'ambiente naturale, sulle esigenze fisiologiche ed etologiche degli organismi allevati, per la produzione di un prodotto di qualità. Punto di forza del disciplinare di produzione è stata la tracciabilità ed il monitoraggio delle diverse attività e dei vari parametri d'allevamento.

La densità di allevamento, la qualità delle acque e la qualità alimentare sono strettamente correlate tra loro per l'ottenimento di un prodotto dalle caratteristiche ineccepibili.

La scelta di lavorare con densità non superiori a 12 kg/m^2 ha sicuramente un ruolo centrale sia per evitare i rischi di trasmissione e intensificazione di patologie, sia sulla quantità di rifiuti prodotti.

L'impianto di maricoltura, posizionato ai margini di un Parco Nazionale terrestre, vuole promuovere lo sviluppo di una produzione di qualità che non incida in maniera significativa sull'ambiente e si integri in una politica di sviluppo sostenibile del territorio.

Sulle base delle indicazioni ricavate dall'attuazione del disciplinare redatto nell'ambito del progetto POR-Puglia 2000-2006, Misura 4.13 "Qualità e tracciabilità dei prodotti dell'acquacoltura definizione di un protocollo produttivo e certificazione della produzione in un impianto off-shore", la Maricoltura Mattinatese ha ritenuto valido il disciplinare che ha sottoposto ad un Ente accreditato (CERMET), ottenendo la certificazione di prodotto, per tutte le tre specie allevate.

Bibliografia

A.A.V.V. (2001) – *Verso l'acquacoltura biologica?* Un programma Uniprom al servizio dei consumatori e dei produttori, Con. Uniprom, Roma: 198 pp.

A.A.V.V. (2001) – *Acquacoltura responsabile*. A cura di S. Cataudella e P. Bronzi, Unimar-Uniprom, 2001, Roma: 683 pp.

DOSDAT A. (2000) – Environmental impact of aquaculture in Mediterranean: Nutritional and feeling aspects – Evironmental impact assessment of Mediterranean farms, CIHEAM-IAZM, *Cahiers Options Mediterraneennes*, **55**: 23-36.

FAO (1995) – *Codes of Conduct for Responsible Fish*eries, FAO, Roma: 49 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 544-547

S. Velotto, T. Stasi, M.R. Di Prisco, G. Perrucci, A. Crasto

Dipartimento di Scienze Zootecniche e Ispezione degli Alimenti, Facoltà di Agraria,
Università degli Studi di Napoli "Federico II", Via Università, 133 - 80055 Portici (NA), Italia.
velotto@unina.it

LOCALIZZAZIONE ISTOCHIMICA DI MUCOSOSTANZE NELL'APPARATO DIGERENTE DI *ONCORHYNCHUS MYKISS*. TECNICHE DI ALLEVAMENTO ECOCOMPATIBILI

HISTOCHEMICAL LOCALIZATION OF MUCOSUBSTANCES IN THE DIGESTIVE SYSTEM OF ONCORHYNCHUS MYKISS. *APPLICATION OF ECO-COMPATIBLE BREEDING TECHNIQUES*

Abstract

The aim of this study was to evaluate the propolis effect on the production of mucosubstances in the gastrointestinal tract. Thirtytwo trouts during the most meaningful phases of the development (15, 20, 25 and 30 cm in length) were used. The trouts were divided in two groups: 1 and 2. The first group (control) and the second group (experimental) differed from one another in the propoli addition (hydro-glycerics extracts). Samples of stomach (cardial and pyloric) and intestine (anterior and posterior) were investigated.

Key-words: *propolis, mucosubstances, gastrointestinal tract.*

Introduzione

La buona salute e il benessere dei pesci d'allevamento sono determinanti per la sostenibilità dell'acquacoltura europea. Preservare quindi, il benessere dei pesci allevati è una questione chiave per gli allevatori, e potrebbe essere legata alla composizione della dieta somministrata. Tra i vertebrati (pesci inclusi), il tratto gastrointestinale è implicato in varie funzioni, quali l'assorbimento dei nutrienti, la digestione e la prevenzione dalle infezioni. La composizione della dieta potrebbe essere legata all'integrità del tratto gastrointestinale e potrebbe avere un certo peso sulle sue funzioni, incidendo sulla salute e la resistenza alle malattie. L'obiettivo del nostro studio è stato evidenziare come l'aggiunta di sostanze biologicamente attive, quali la propoli, incida sulla produzione di mucosostanze nel tratto gastrointestinale.

Materiali e metodi

La sperimentazione è stata condotta sulla specie *Oncorhynchus mykiss* prelevata durante le fasi più significative dello sviluppo (15, 20, 25, e 30 cm) in due condizioni differenti: dieta tradizionale, distinta in una parte umida (50%) e un'altra costituita da cereali, semi oleaginosi ed integratori (50%) che nell'insieme andavano a costituire i pellets umidi (congelati) tipo OREGON (OP-2) (gruppo 1); dieta tradizionale con aggiunta di estratti idroglicerici di propoli (gruppo 2). La propoli è stata utilizzata in tutte le fasi del ciclo produttivo e al momento della distribuzione degli alimenti, veniva immessa nelle vasche propoli sciolta (0,05 g/m^3 d'acqua). Ogni gruppo era formato da 16 esemplari. L'apparato digerente

della specie in esame è stato suddiviso in stomaco (cardiale e pilorico) e intestino (anteriore e posteriore). I campioni sono stati quindi fissati nel liquido di Bouin, inclusi in paraffina e tagliati al microtomo (5 μ). Sono stati poi tipizzati con diverse tecniche per evidenziare la produzione di differenti mucosostanze: acide solfate (Alcian blu pH 1), acide carbossilate (Alcian blu pH 2,5), neutre (PAS), carbossilate e solfate (Aldeide fucsina/Alcian blu pH 2,5) neutre e acide (PAS/ Alcian blu pH 2,5).

Risultati

Dall'esame al microscopio ottico dei preparati istologici e istochimici, in entrambi i gruppi, è stato possibile evidenziare la morfologia dello stomaco e dell'intestino e la presenza di diversi mucopolisaccaridi lungo tutto il canale alimentare. In relazione alle tipizzazioni istochimiche eseguite sono stati localizzati le seguenti mucosostanze: neutre (tipizzazione PAS) (Fig. 1 e 2), acide solfate

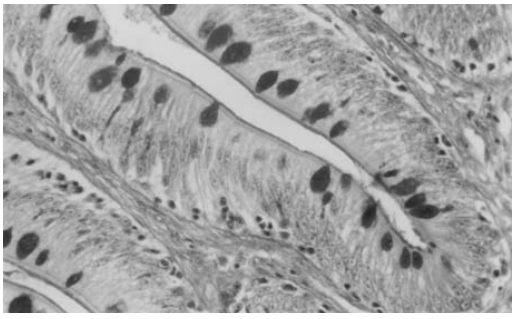


Fig. 1 - Sezione trasversale di intestino di *Oncorhynchus mykiss* (Gruppo 1) tipizzata attraverso metodica PAS. Le cellule mucose sono debolmente positive alla reazione. Ingrandimento: ×400.

Transverse section of Oncorhynchus mykiss *intestine (Group 1) stained with PAS reaction. The mucous cells are weakly positive. Magnification: ×400.*

Fig. 2 - Sezione trasversale di intestino di *Oncorhynchus mykiss* (Gruppo 2) tipizzata attraverso metodica PAS. Le cellule mucose sono fortemente positive alla reazione. Ingrandimento: ×250.

Section of Oncorhynchus mykiss *intestine (Group 2) stained with PAS reaction. The mucous cells are strongly positive. Magnification: ×250.*

(tipizzazione Alcian blu pH 1), acide carbossilate (tipizzazione Alcian blu pH 2.5), neutre e acide (tipizzazione Alcian blu pH 2,5/PAS) (Fig. 3 e 4) e carbossilate e solfate (tipizzazione Alcian blu pH 2,5/Aldeide fucsina) (Fig. 5 e 6). I risultati ottenuti indicano che le cellule mucipare dell'intestino e principalmente quelle dello stomaco, nel gruppo 1 e 2 realizzano una cospicua produzione di mucopolisaccaridi neutri e acidi e una scarsa produzione di mucopolisaccaridi solfati in accordo con i risultati di altri autori (Reifel e Travil, 1979; Elbal e Aguleiro, 1986; Domeneghini *et al*., 1992). La risposta alle reazioni è risultata differente, nei vari stati di accrescimento e nelle varie porzioni dell'apparato digerente. Nello stomaco si ha una notevole risposta alla reazione, localizzata uniformemente lungo la porzione apicale della mucosa. Nell'intestino la positività maggiore è localizzata nelle

cellule caliciformi. È stato inoltre evidenziato come l'aggiunta di propoli aumenti la produzione di mucosostanze (gruppo 2) lungo tutto l'apparato digerente.

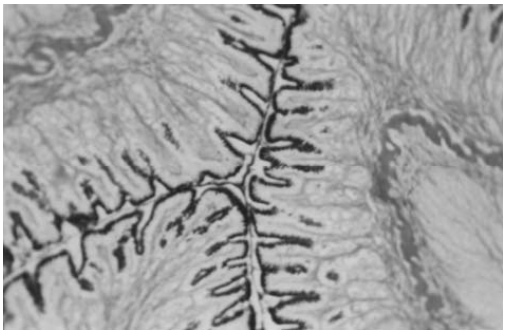


Fig. 3 - Sezione trasversale di stomaco di *Oncorhynchus mykiss* (Gruppo 1) tipizzata attraverso metodica Alcian blu pH 2.5-PAS. Le cellule mucose sono debolmente positive alla reazione. Ingrandimento: ×160.

Section of Oncorhynchus mykiss *stomach (Group 1) stained with AB pH 2.5-PAS method. The mucous cells are weakly positive. Magnification: ×160.*

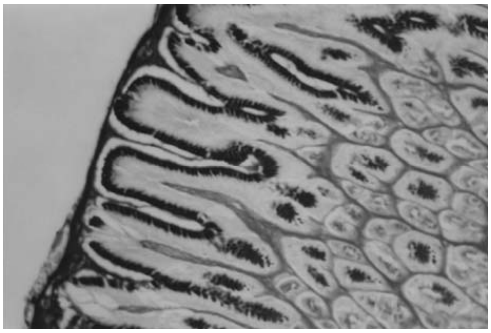


Fig. 4 - Sezione trasversale di stomaco di *Oncorhynchus mykiss* (Gruppo 2) tipizzata attraverso metodica Alcian blu pH 2,5-PAS. Le cellule mucose sono fortemente positive alla reazione. Ingrandimento: ×160.

Section of Oncorhynchus mykiss *stomach (Group 2) stained with AB pH 2.5-PAS method. The mucous cells are strongly positive. Magnification: ×160.*

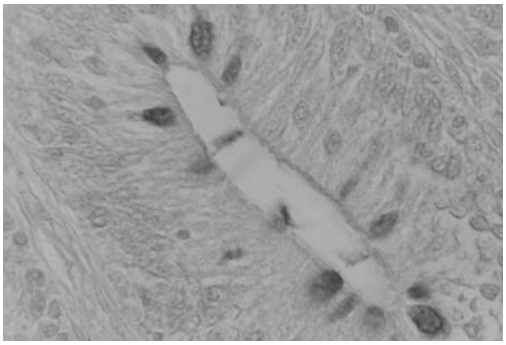


Fig. 5 - Sezione trasversale di intestino di *Oncorhynchus mykiss* (Gruppo 1) tipizzata attraverso metodica Aldeide fucsina/Alcian blu pH 2.5. Le cellule mucose sono debolmente positive alla reazione. Ingrandimento: ×400.

Section of Oncorhynchus mykiss *intestine (Group 1) stained with Aldehyde-fuchsin/ ABpH 2.5 method. The mucous cells are weakly positive. Magnification: ×400.*

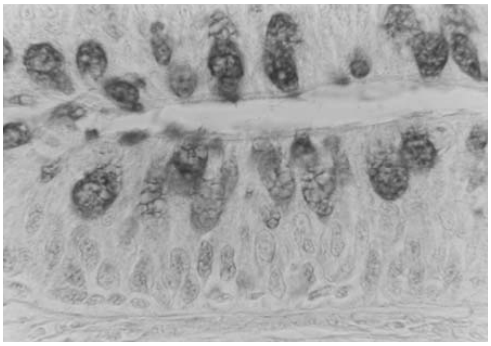


Fig. 6 - Sezione trasversale di intestino di *Oncorhynchus mykiss* (Gruppo 2) tipizzata attraverso metodica Aldeide fucsina/Alcian blu pH 2,5. Le cellule mucose sono fortemente positive alla reazione. Ingrandimento: ×400.

Section of Oncorhynchus mykiss *intestine (Group 2) stained with Aldehyde-fuchsin/ ABpH 2.5 method. The mucous cells are strongly positive. Magnification: ×400.*

Conclusioni

L'efficienza del tratto digerente dipende dall'azione proteolitica dei succhi gastrici e pancreatici, dalla secrezione delle cellule caliciformi e dalla digestione intracellulare (Kappor *et al*., 1975). La qualità e la quantità delle mucosostanze secrete lungo tutto il canale alimentare e nei diversi stadi di sviluppo è correlata, in genere al diverso regime alimentare. La localizzazione dei glicoconiugati osservata risulta essere differente nelle varie fasi di accrescimento (15-30 cm), restando pressoché costante negli animali adulti (25-30 cm). Si è osservato, inoltre una maggiore produzione di mucopolisaccaridi lungo tutto l'apparato digerente dei soggetti appartenenti al gruppo 2, grazie all'azione della propoli che sembra stimolare la secrezione dei succhi gastrici e la peristalsi intestinale.

Bibliografia

DOMENEGHINI C., STRAINI PANNELLI R., VEGGETTI A. (1992) - Studio istochimico sui carboidrati della mucosa esofagea e gastrica dei Teleostei. *Atti società italiana scienze veterinarie*, **46**: 589-593.

ELBAL M.T., AGULLEIRO B. (1986) - An immunocytochemical and ultrastructural study of endocrine cells in the gut of a Teleost fish, *Sparus auratus* L. *General and Comparative Endocrinology*, **64**: 339-354.

KAPOOR B.G., SMIT H., VERIGHINA I.A. (1975) - The alimentary canal and digestion in teleost. *Adv. mar. Biol*., **13**: 109-239.

REIFEL W., TRAVIL A. (1979) - Structure and Carbohydrate Histochemistry of the Intestine in Ten Teleostean Species. *J. Morph*., **162**: 343-360.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 548-552

L. Babbini[1,2], G. Bressan[1], A. Massa-Gallucci[2], M.C. Buia[3], M.C. Gambi[3]

[1]Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Trieste, Via L. Giorgieri, 10 – 34127 Trieste, Italia.
babbini@univ.trieste.it
[2]Area funzionale Gestione Ambientale ed Ecologia Costiera delle Aree Temperate e Polari, Stazione Zoologica"Anton Dohrn", Napoli, Italia.
[3]Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "Anton Dohrn", Napoli, Italia.

SEGNALAZIONE DI UNA *FACIES* A *MÄERL* (RHODOPHYTA, CORALLINALES) LUNGO LE COSTE DELL'ISOLA DI ISCHIA

RECORD OF A MÄERL FACIES *(RHODOPHYTA, CORALLINALES) ALONG THE COASTS OF THE ISLAND OF ISCHIA (TYRRHENIAN SEA)*

Abstract

The aim of the present work is to report the presence a mäerl facies *along the coasts of the Island of Ischia and to define its main characteristics and distribution related to the ecological importance and to the paucity of the records in the Mediterranean Sea. It is important to underline also the presence of two* mäerl-*forming species* Phymatolithon calcareum *(Pallas) Adey and McKibbin and* Lithothamnion corallioides *(P. and H. Crouan) P. and H. Crouan (Rhodophyta, Corallinales) which are included in the Annex V of the EC Habitats Directive as species of community interest thus to be protected.*

Key-words: *corallinales, soft-bottoms,* Phymatolithon calcareum, Lithothamnion corallioides, *Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

Il presente contributo si inserisce nell'ambito di uno studio di valutazione della tipologia geomorfologica e delle caratteristiche bio-ecologiche dei fondali di alcune aree poste attorno alle isole di Ischia e Procida, finalizzato al reperimento di sabbie per il ripascimento di arenili. Studi precedenti condotti in aree limitrofe a quelle oggetto del presente studio, avevano messo in evidenza la presenza di popolamenti di Corallinales non meglio definiti (Ferraro e Molisso, 2003; Gambi *et al.*, 2003). Scopo di questo contributo è di segnalare la presenza di una *facies* a *mäerl*, e indicarne, in via preliminare, caratteristiche e distribuzione in rapporto alla notevole rilevanza ecologica e alla relativa scarsità delle segnalazioni di questa *facies* in Mediterraneo (Giaccone *et al.*, 1994; Di Geronimo e Giaccone, 1994; Basso, 1992, 1998; Bressan *et al.*, 2001, 2003; Bressan e Babbini, 2004).

Materiali e metodi

Area di studio

Le zone di studio sono state l'area di Forio (sita tra P.ta Imperatore e l'abitato di Forio) e l'area di San Francesco (attigua alla prima ed estesa da Forio a P.ta Caruso) (Fig. 1) situate nel settore nord-occidentale dell'isola d'Ischia. Entrambe queste aree sono soggette ad un forte indrodinamismo, come testimoniato da *ripple-marks* evidenti sul fondo fino oltre ai 60 m di profondità (Budillon *et al.*, 2003; Ferraro e Molisso, 2003) (Fig. 2). All'interno di ciascuna area, sono stati definiti tre transetti, ognuno con tre profondità di campionamento (50 m, 65 m, 80 m), in modo da coprire l'estensione dell'area stessa. I campionamenti, condotti

nel luglio 2004, sono stati effettuati tramite benna van Veen (due repliche per ciascuna stazione); il materiale raccolto è stato sottoposto ad un primo *sorting* visivo al fine di separare la componente macrofitobentonica calcarea (Corallinales) dal sedimento, e il resto del sedimento dagli organismi bentonici. La determinazione dei campioni è stata effettuata utilizzando principalmente il microscopio elettronico a scansione al fine di identificare le specie più caratteristiche e cospicue presenti.

Inoltre, in alcune stazioni selezionate sono state condotte analisi visive tramite ROV (mod. Prometeo).

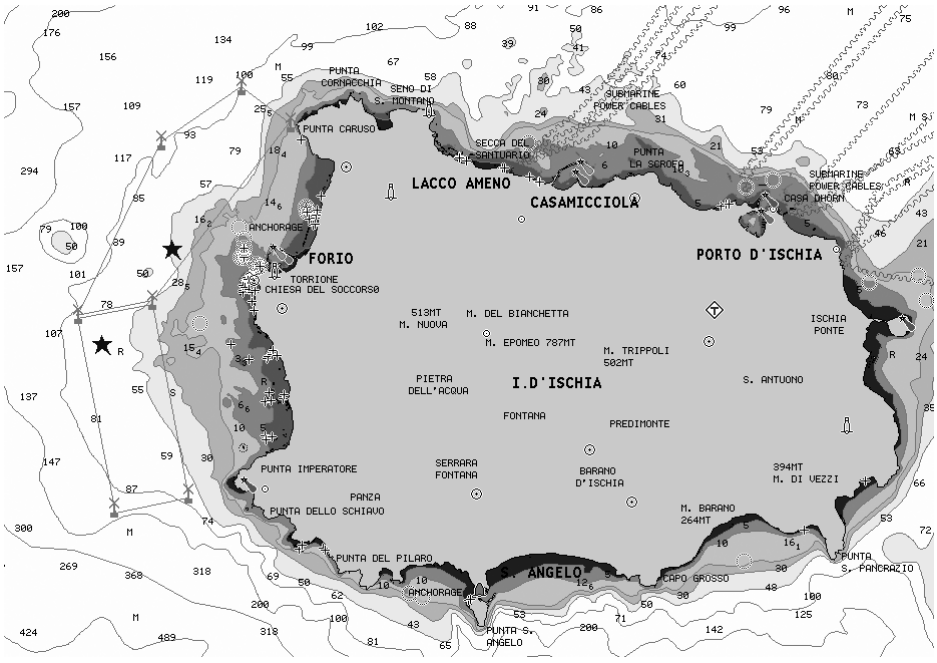


Fig. 1 - Area di studio con indicate le zone d'indagine di Forio e S. Francesco. Le stelle indicano i punti di rilevamento della *facies* a *mäerl*.

Study areas with Forio and S. Francesco sampling sites. Stars indicate the record areas of mäerl facies.

Risultati e conclusioni

Una prima analisi a livello tassonomico della componente macrofitobentonica relativa alle Corallinales ha messo in evidenza l'abbondante presenza, sia qualitativa che quantitativa, di talli ben pigmentati. I campioni raccolti in numerose stazioni comprese tra 50 e 65 m, presentano una morfologia varia, da crostosa a bitorzoluta, mammellonata, arborescente (*sensu* Silva e Johansen, 1986) e diverse categorie ecologiche (epilitiche, epizoiche, epifite).

In particolare, la componente caratterizzata dalle forme ramificate libere può essere attribuita alla *facies* denominata *mäerl* e segnalata per la prima volta in quest'area. Questa formazione vegetale, presente spesso su una matrice di sedi-

menti detritici misti, è costituita dall'accumulo di talli vivi e morti, appartenenti principalmente alle specie *Phymatolithon calcareum* (Pallas) Adey e McKibbin e *Lithothamnion corallioides* (P. e H. Crouan) P. e H. Crouan. Il *mäerl* si presenta quindi come un deposito di talli interi e/o frammentati di alghe calcaree, spesso raccolti nelle concavità del substrato. La loro presenza è legata a particolari condizioni di idrodinamismo, sedimentazione e penetrazione della luce (Pérès e Picard, 1964).

Fig. 2 - Immagine ROV dei *ripple-marks* (area Forio) con evidenti zone di accumulo di alghe calcaree libere. Il valore in alto indica la profondità in metri.
ROV image of ripple-marks (Forio area) with clear accumulation areas of free-living calcareous algae. The value on the upper corner indicates depth in meter.

I singoli talli o i frammenti possono avere una ramificazione aperta o assumere forme globulari/ellissoidali.

Le alghe calcaree che formano il *mäerl* sono caratterizzate da uno sviluppo molto lento (da circa 0,5 a 1,5 mm l'anno - Bosence e Wilson, 2003); pertanto ogni potenziale danneggiamento può richiedere decenni per il ripristino delle condizioni originarie. La diversa morfologia e distribuzione delle specie fin qui esaminate sono coerenti con la batimorfologia piuttosto complessa delle aree interessate. Le riprese con ROV, evidenziano zone d'accumulo d'alghe calcaree (Cabioch, 1970), nelle concavità dei *ripple-marks* (Fig. 2) presenti in un buon numero di osservazioni.

È importante sottolineare che le due principali specie costituenti la formazione del *mäerl* (*L. corallioides* e *P. calcareum*) sono incluse nell'Annesso V della EC Habitats Directive (Councile Directive 92/43EEC) relativo alle specie protette, ed inoltre proprio la *facies* è tra gli habitat prioritari nell'ambito del 6° protocollo della convenzione di Barcellona (UNEP, 2000a, 2000b; Relini, 2000). In Mediterraneo, assieme alla componente zoobentonica, possono creare aree ad elevata

biodiversità caratteristiche del substrato molle del Circalitorale e paragonabili per importanza alle praterie ad Angiosperme marine dell'Infralitorale (vedi *Posidonia oceanica*), risulta evidente quindi la necessità della salvaguardia e della conservazione di tali siti (Barbera *et al*., 2003).

Questa considerazione è tanto più vera se si considera che in questi siti sono state rinvenute altre specie di Corallinales (es. *Mesophyllum alternans* (Foslie) Cabioch e Mendoza, *Mesophyllum macedonis* Athanasiadis, *Lithothamnion crispatum* Hauck, *Sporolithon ptychoides* Heydrich), relativamente rare nel bacino mediterraneo.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Dr Vincenzo Saggiomo per il coordinamento del programma; Rosanna Guglielmo, Francesco Saggiomo e Maria Di Filippo per il supporto durante le operazioni di campionamento a bordo della Nave MareOceano; Mariamichela Cigliano, Bruno Iacono e il Cap. Vincenzo Rando per il contributo alle riprese ROV, Raffaele Lombardi per l'aiuto nel *sorting* dei campioni e Sara Kaleb per la collaborazione tecnica durante gli approfondimenti tassonomici sulle Corallinales.

Bibliografia

BARBERA C., BORDEHORE C., BORG J.A., GLEMAREC M., GRALL J., HALL-SPENCER J.M., DE LA HUZ CH., LANFRANCO E., LASTRA M., MOORE P.G., MORA J., PITA M.E., RAMOS-ESPLA A.A., RIZZO M., SANCHEZ-MATA A., SEVA A., SCHEMBRI P.J., VALLE C. (2003) – Conservation and management of northeast Atlantic and Mediterranean "mäerl" beds. *Aquat. Conserv: Mar. Fresh. Ecosyst*., **13**: S65-S76.

BASSO D. (1992) - Phytobenthic communities in the circalittoral soft bottoms of the Thyrrhenian Sea (Mediterranean). In: Albertelli G., Cattaneo-Vietti R., Piccazzo M. (eds), *Atti 10° Congresso Soc. Ital. Oceanol. Limnol*, Alassio 4-6 Novembre 1992: 563-573.

BASSO D. (1998) – Deep rhodolith distribution in the Pontian Islands: a model for the palaeoecology of a temperate sea. *Palaeogeogr. Palaeoclimat. Palaeoecol.*, **137**: 173-187.

BOSENCE D., WILSON J. (2003) – Maerl growth, carbonate production rates and accumulation rates in the northeast Atlantic. *Aquat. Conserv: Mar. Fresh. Ecosyst*., **13**: S21-S31.

BRESSAN G., BABBINI L., GHIRARDELLI L., BASSO D. (2001) – Bio-costruzione e biodistruzione di Corallinales nel Mar Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 131-174.

BRESSAN G., BABBINI L. (2003) – Corallinales del Mediterraneo: guida alla determinazione. *Biol. Mar. Medit,* **10** (2): 237 pp.

BRESSAN G., BABBINI L., GHIRARDELLI L., BASSO D. (2001) – Bio-costruzione e biodistruzione di Corallinales nel Mar Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 131-174.

BUDILLON F., VIOLANTE C., DE LAURO M. (2003) - I fondali delle isole Flegree: geologia e morfologia. *Mem. Acc. Sc. Fis. Mat. Napoli*, **5**: 45-66.

CABIOCH (1970) – Le maerl des côtes de Bretagne et le problème de sa survie. *Penn ar Bed,* **7**: 421-429.

DI GERONIMO R., GIACCONE G. (1994) – Le alghe calcaree nel Detritico Costiero di Lampedusa (Isole Pelagie). *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat. Catania,* **27** (346): 5-25.

FERRARO L., MOLISSO F. (2003) – Sedimenti ed associazioni a foraminiferi bentonici in settori selezionati della piattaforma continentale dell'isola d'Ischia. *Mem. Acc. Sc. Fis. Mat. Napoli*, **5**: 67-82.

GAMBI M.C., DE LAURO M., JANNUZZI F. (eds) (2003) – Ambiente marino costiero e territorio delle isole Flegree (Ischia Procida Vivara–Golfo di Napoli). Risultati di uno studio multidisciplinare. *Mem. Acc. Sc. Fis. Mat. Napoli*, **5**: 425 pp + 4 carte fuori testo (Liguori Ed., Napoli).

GAMBI M.C., DAPPIANO M., LANERA P. (2003) - Popolamenti bentonici in alcuni fondi mobili selezionati dell'isola d'Ischia. *Mem. Acc. Sc. Fis. Mat. Napoli*, **5**: 187-200.

GIACCONE G., ALONGI G., PIZZUTO F., COSSU A. (1994) – La vegetazione marina bentonica sciafila del Mediterraneo III: Infralitorale e circalitorale. Proposte di aggiornamento. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat. Catania*, **27** (346): 48-74.

PÉRES J.M., PICARD J. (1964) – Nouveau manuel de Bionomie bentique de la Mer Méditerranée. (Edition revue et augmentée). *Extr. Trav. Stat. Mar. Endoume*: 5-138.

RELINI G. (2000) - Nuovi contributi per la conservazione della biodiversità marina in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit*., **7** (3): 173-211.

SILVA P.C., JOHANSEN W.J. (1986) – A reappraisal of the order Corallinales (Rhodophyceae). *Br. Phycol. J.,* **21**: 245-254.

UNEP (2000a) – Standard data entry form (SDF) for national inventories of natural sites of conservation interest. RAC/SPA. Tunis. 1-50, Appendix A-B-C-D-E.

UNEP (OCA) MED WG, 167/4 (2000b) - Réunion d'éxpertes pour la finalisation du formulaire standard des données (FSD) pour les inventaires nationaux de sites naturels d'intérêt pour la conservation (Appendix III).

Il programma è stato svolto con un finanziamento della Regione Campania.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 553-555

A. Bonanno, S. Giacobbe, N. Spanò

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.
bonanno76@tiscali.it

STUDIO PRELIMINARE SUL RINVENIMENTO DI ALCUNI CROSTACEI DECAPODI IN UN AMBIENTE PORTUALE

PRELIMINARY STUDY ON DECAPODS IN THE HARBOUR ENVIRONMENT

Abstract

A decapod crustacean taxocommunity sampled in Palermo harbour is described. The Upogebia pusilla - Brachynotus gemmellari *association is noted and confirmed to be characteristic of environments submitted to unbalance on organic and inorganic sedimentation.*

Key-words: *indicators, ecosystem disturbance, benthos, sheltered habitats.*

Introduzione

Storicamente, gli ambienti portuali rappresentano un classico caso di studio per ogni tipologia di impatto antropico sulle comunità bentoniche (Pearson e Rosenberg, 1978; López-Jamar e Mejuto, 1988; Solis-Weiss *et al*., 2004). Nondimeno, le molte possibili tipologie non sono state ancora compiutamente indagate, in special modo per alcuni gruppi faunistici "minori". Un contributo al riguardo è fornito in questa sede, a proposito del rinvenimento di crostacei decapodi riscontrati nel porto di Palermo.

Materiali e metodi

Nel corso di una più ampia indagine sulle comunità bentoniche di ambiente portuale, campionamenti di fondo mobile sono stati effettuati nel maggio 2004 nel porto di Palermo, a bordo della N/R Universitatis. In particolare è stato investigato un limitato tratto di fondo, dell'estensione di circa 1 ha, ubicato nella porzione più interna del porto stesso, alla profondità di 7 m. In cinque stazioni, distanti circa 50m l'una dall'altra, sono stati effettuati campionamenti quantitativi (5 repliche per stazione per un totale di 25 campionamenti) mediante benna Van Veen modificata, con capacità di prelievo pari a 70 dm^3 di volume ed a 0,25 m^2 di superficie.

La macrofauna è stata separata direttamente a bordo, mediante lavaggio su setacci con maglie da 1 mm di luce netta. Aliquote di sedimento indisturbato, pari a 1000 cc di volume, sono state inoltre prelevate dalla superficie dei campioni e dagli strati sottostanti, ai fini delle determinazioni granulometriche secondo Buchanan e Kain, 1971.

Risultati

In tutta l'area indagata, il sedimento è sabbioso-siltoso, con incidenza della componente fine compresa fra il 32% e il 76%. Il diametro medio oscilla fra 3,37 Φ

e 4,60 Φ, ambito rispettivamente delle sabbie fini e dei silt grossolani. Le variazioni nell'incidenza della frazione pelitica non identificano alcun trend particolare, e non sono legate alla profondità nel substrato che appare privo di stratificazione, fortemente disturbato e anossico fino a circa 5 mm dalla superficie. L'interfaccia acqua-sedimento è inoltre caratterizzata dalla presenza di un cospicuo feltro di cianoficee.

Le comunità bentoniche, oligotipiche, sono apparse dominate dal mollusco bivalve *Corbula gibba* (Olivi, 1792), presente con densità variabili da 60 a 800 ind./m^2.

Complessivamente sono state rinvenute quattro specie di crostacei decapodi: *Upogebia pusilla* (Petagna, 1792), *Brachynotus gemmellari* (Rizza, 1839), *Goneplax rhomboides* (Linneo, 1758) e *Inachus comunissimus* (Rizza, 1839). La prima specie è la meglio rappresentata, con sei femmine ovigere e quattro maschi, di cui tre adulti ed uno in fase giovanile. Della seconda, *B. gemmellari*, sono stati rinvenuti tre individui, di cui due maschi ed una femmina. Di ciascuna delle altre due specie sono stati rinvenuti due esemplari entrambi maschi.

U. pusilla è storicamente considerata specie caratteristica esclusiva della Biocenosi delle Sabbie Fangose di Moda Calma (Picard, 1965). Tuttavia, è stato recentemente suggerito un suo possibile ruolo di indicatore di instabilità sedimentaria, in associazione con *B. gemmellari*, sulla base di segnalazioni per l'alto Tirreno (Morri *et al*., 1992) ed il Golfo di Trieste (Solis-Weiss *et al*., 2004). In particolare viene evidenziata la loro presenza in popolamenti caratteristici di "fondi di decantazione", cioè di ambienti sottoposti ad eccessiva sedimentazione organica e/o minerale. Nel caso in oggetto, lo squilibrio trofico-sedimentario è testimoniato nei popolamenti soprattutto dal carattere dominante assunto dalla specie indicatrice *C. gibba* (Nodot *et al*., 1984; Hrs-Brenko, 1998). È ancora da segnalare che *B. gemmellari*, non in associazione con *U. pusilla*, è stata segnalata come regolarmente presente nei popolamenti oligotipici a *C. gibba* della Rada di Augusta (Giacobbe *et al*., 1989). Per contro, *G. rhomboides* e *I. comunissimus*, rispettivamente caratteristica della Biocenosi dei fanghi Terrigeni Costieri e a larga ripartizione ecologica, devono intendersi come specie accidentali provenienti da biocenosi limitrofe, come tipicamente si verifica nei Popolamenti Eterogenei (*sensu* Picard, 1965).

Conclusioni

Il campionamento effettuato in una limitata area del porto di Palermo ha consentito il rinvenimento di specie di crostacei decapodi la cui presenza è riconducibile ad una ben definita condizione ambientale. In particolare, appare confermato il ruolo dell'associazione *Upogebia pusilla-Brachynotus gemmellari* nell'identificare ambienti sottoposti a squilibri del regime trofico-sedimentario.

Si deve tuttavia evidenziare come i sedimenti superificiali, indisturbati, rispetto agli strati sottostanti fortemente rimaneggiati, suggeriscano una condizione di disturbo pregresso. L'insieme delle specie caratteristiche ed accidentali qui rinvenute testimonierebbe di una fase di relativa riorganizzazione delle comunità bentoniche, in un ambiente caratterizzato da condizioni di ricorrente instabilità.

Bibliografia

BUCHANAN J.B., KAIN J.M. (1971) – Measurement of the physical and chemical enviroment. In: Holme N.A., McIntyre A.D. (eds), *Methods for the study of marine benthos.* Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburg: 1-334.

GIACOBBE S., LEONARDI M., RINELLI P. (1989) - Assetto biologico e sedimentario attuale dei fondi mobili della Rada di Augusta (Sicilia Sud-Orientale). *Nova Thalassia*, **10**: 133-149.

HRS-BRENKO M. (1998) - Considerations on the 1990 and 1991 bivalve repopulations in the northern Adriatic Sea (Croatia). *Period. Biol.,* **100** (1): 59-62.

LÓPEZ-JAMAR E., MEJUTO J. (1988) - Infaunal benthic recolonization after dredging operations in La Coruña bay, NW Spain. *Cah. Biol. Mar*., **29**: 37-49.

MORRI C., CAGNOLI E., BIANCHI C.N. (1992) – Distribuizione delle comunità marine bentiche tra La Spezia e Livorno. *Atti Assoc. Oceanol. Limnol*., **9**: 363-377.

NODOT C., BOURCIER M., JEUDY DE GRISSAC A., HEUSNER S., REGIS J., TINE J. (1984) - Répartition des biocoenoses benthiques en fonction des substrats sédimentaires de la rade de Toulon (France). *Téthis,* **11** (2): 141-153.

PEARSON T.H., ROSENBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.,* **16**: 229-311.

PICARD J. (1965) – Recherches qualitatives sur les biocenoses marines des substrates meubles dragables de la région Marseillaise. *Rec. Trav. Stat. mar. Endoume*, **52** (36): 43-72.

SOLIS-WEISS V., ALEFFI F., BETTOSO N., ROSSIN P., OREL G., FONDA-UMANI S. (2004) - Effects of industrial and urban pollution on the benthic macrofauna in the Bay of Muggia (industrial port of Trieste, Italy). *Sc. Tot. Env.,* **328**: 247-263.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 556-560

S. Boscolo[1,2], S. Borromeo[2], G. Franceschini[2], M. Cornello[2]

[1]Associazione "Tegnùe di Chioggia" ONLUS,
Palazzo Morari - 30015 Chioggia (VE), Italia.
simonettaboscolo@libero.it
[2]Istituto Centrale per la Ricerca Applicata al Mare, Loc. Brondolo - 30015 Chioggia (VE), Italia.

LA FAUNA DI FONDO MOBILE E LA PRESSIONE DI PESCA A STRASCICO NELL'AREA DELLE TEGNÙE DI CHIOGGIA (ADRIATICO SETTENTRIONALE)

SOFT-BOTTOM FAUNA AND TRAWL FISHING PRESSURE IN THE "TEGNÙE DI CHIOGGIA" *(NORTHERN ADRIATIC)*

Abstract

In August 2003 sampling was carried out for a preliminary study on soft-bottom fauna inside a no-take zone off Chioggia. Side Scan Sonar imagery revealed high numbers of trawl tracks in the area before and after the establishment of protection, but an average 38% reduction of fishing pressure was noted.

Key-words*: benthos, soft-bottoms, trawling, Side Scan Sonar, GIS.*

Introduzione

Al largo di Chioggia, uno dei maggiori porti pescherecci dell'Adriatico, vi sono alcune tra le più estese formazioni di coralligeno di piattaforma del Mediterraneo, chiamate "tegnùe"; esse sono circondate da fondi mobili, essenzialmente pelitici e pelitico-sabbiosi e giacciono ad una profondità compresa tra i 17 ed i 25 m (Stefanon, 1984; Giovanardi *et al.*, 2003a). Le Tegnùe di Chioggia sono state riconosciute come Zona di Tutela Biologica (ZTB) nel 2002; attualmente tale ZTB consta di 4 aree. Questo lavoro si prefigge di dare una prima descrizione della macrofauna bentonica di fondo mobile presente in alcune zone dell'Area 1 della ZTB di Chioggia, confrontando questi dati con i risultati di recenti studi sul benthos di fondo mobile condotti di fronte la foce dell'Adige (Giovanardi *et al.*, 2003b). Inoltre, grazie ad una serie di tracciati Side Scan Sonar (SSS) eseguiti nel 2001 (Franceschini *et al.*, 2003) e nel 2003, è stato possibile confrontare la pressione di pesca a strascico nell'area di studio prima e dopo l'istituzione della ZTB.

Materiali e metodi

I campioni di benthos sono stati raccolti in 4 stazioni dell'Area 1 con una benna Van Veen (0,05 m^2) nell'agosto 2003 (4 repliche per stazione). Le stazioni sono state disposte a circa 50 m dagli affioramenti rocciosi (staz. A1 e A2) e ad 1 km da esse (B1 e B2; Fig. 1). Tutti gli organismi reperiti sono stati identificati al più basso livello tassonomico possibile.

Dai dati di abbondanza numerica e ricchezza specifica sono stati ricavati gli indici di Margalef, Pielou, Shannon e Simpson. Inoltre, i dati sono stati sottoposti a tecniche di analisi multivariata, utilizzando il pacchetto software PRIMER 5. Dopo l'estrazione della quarta radice, si è proceduto alla creazione di una matrice di similarità utilizzando l'indice di Bray-Curtis; tale matrice è stata sottoposta a "cluster analysis", utilizzando il metodo del legame medio, ed a ordinamento MDS (Fig. 2; i "clusters" sono stati ottenuti al 50% della similarità di Bray-Curtis).

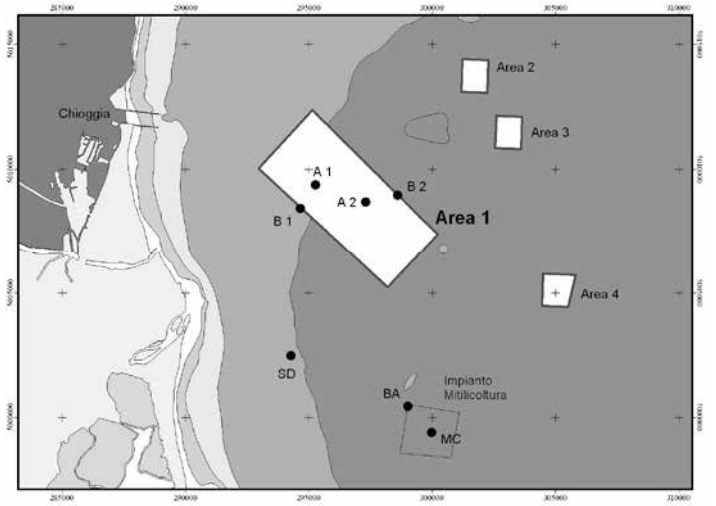


Fig. 1 - Localizzazione delle stazioni di campionamento in Area 1 e nell'area di confronto.
General map of sampling stations at Area 1 and in the comparison area.

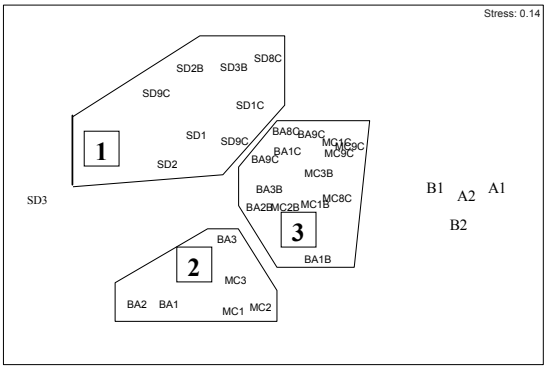


Fig. 2 - Plot MDS. Il gruppo 1 raccoglie la maggior parte dei campionamenti effettuati alla stazione SD davanti l'Adige, il 2 ed il 3 quelli all'impianto (nel 2000 e 2001-2002, rispettivamente).
MDS plot. Group 1: most of samplings collected at the SD station; group 2 and 3: samplings carried out at the mussel farm in year 2000 and 2001-2002 respectively.

Sulla base dei tracciati SSS 2003, eseguiti su una zona sovrapposta del 27% all'area indagata nel 2001 (pari a 6 Km^2, localizzati lungo i bordi dei due lati orientali dell'Area 1) si è proceduto all'identificazione ed al conteggio dei segni di pesca a strascico lasciati sul fondo dagli attrezzi commerciali (rete a strascico con divergenti e "rapido").

Tali conteggi sono stati poi importati in un GIS per essere rappresentati in una mappa tematica (Franceschini *et al*., 2003). Per le 4 stazioni in oggetto, infine, abbiamo mediato tutti i conteggi rilevati in un raggio di 300 m, ottenendo così una misura del disturbo dovuto alla pesca nei luoghi campionati.

Tab. 1 - Lista faunistica.
Faunal list.

CNIDARIA	**Hexacorallia n.i.**
PRIAPULIDA	**Priapulida n.i.**
MOLLUSCA	***Abra alba***
	Abra prismatica
	Acanthocardia paucicostata
	Akera bullata
	Anodontia fragilis
	Aporrhais pespelecani
	Bullomorpha n.i.
	Calyptraea chinensis
	Chamelea gallina
	Corbula gibba
	Cylichna cylindracea
	Dentalium sp.
	Diodora graeca
	Eulima glabra
	Haminoea navicula
	Hiatella arctica
	Laevicardium crassum
	Lima sp.
	Loripes lacteus
	Lucinidae n.i.
	Montacuta ferruginosa
	Myrtea spinifera
	Mysia undata
	Nassarius spp.
	Nucula nucleus
	Nuculana pella
	Pharus legumen
	Phaxas adriaticus
	Philine aperta
	Pitar rudis
	Polinices nitida
	Retusa truncatula
	Tapes decussatus
	Tellina distorta
	Tellina pulchella
	Thracia sp.
	Thyasira flexuosa
	Timoclea ovata
ANNELIDA	***Ampharete acutifrons***
	Amphitrite sp.
	Aponuphis bilineata
	Aponuphis fauveli
	Arabella geniculata
	Aricidea spp.
	Capitellidae n.i.
	Chaetozone setosa
	Chirimia biceps
	Cirratulidae n. i.
	Drilonereis filum
	Euclymene oerstedi
	Euclymene palermitana
	Euclymene spp.
	Eunice sp.
	Eunice vittata
	Eupolymnia sp.
	Flabelligeridae n.i.
	Glycera alba
	Glycera sp.
	Goniada maculata
	Levinsenia gracilis
	Lumbrineris gracilis
ANNELIDA	***Lumbrineris latreilli***
	Lumbrineris tetraura
	Maldanidae n.i.
	Marphysa bellii
	Marphysa sanguinea
	Melinna sp.
	Monticellina sp.
	Neanthes succinea
	Nematonereis unicornis
	Nephtys hystricis
	Nereididae n.i.
	Nereis rava
	Notomastus latericeus
	Notomastus spp.
	Onuphis eremita
	Owenia fusiformis
	Paradoneis lyra
	Paralacydonia paradoxa
	Pectinaria auricoma
	Pectinaria koreni
	Phyllodoce laminosa
	Phylo sp.
	Pilargiidae n.i.
	Pilargis verrucosa
	Poecilochaetus spp.
	Polynoidae n.i.
	Sabellidae n.i.
	Sabellides octocirrata
	Sigambra tentaculata
	Spionidae n.i.
	Sternaspis scutata
	Sthenelais boa
	Sthenolepis yhleni
	Syllis amica
	Terebellidae n.i.
	Terebellides stroemi
ARTHROPODA	***Alpheus glaber***
	Ampelisca diadema
	Ampelisca spp.
	Bodotriidae n.i.
	Callianassa tyrrhena
	Cirolana borealis
	Diastylidae n.i.
	Harpacticoida n.i.
	Leucothoe oboa
	Leucothoe sp.
	Paguristes oculatus
	Philocheras spp.
	Tanaidacea n.i.
ECHINODERMATA	***Amphiura chiajei***
	Amphiura filiformis
	Astropecten irregularis
	Labidoplax digitata
	Ophiothrix fragilis
	Schizaster canaliferus
	Thyone cherbonnieri
	Thyone sp.
	Trachythyone elongata
SIPUNCULA	***Aspidosiphon muelleri***
	Golfingia sp.
	Phascolion strombi
	Sipunculus nudus
CHORDATA	***Ascidiella sp.***

Risultati

L'analisi faunistica ha permesso di identificare 128 taxa raggruppati in 8 phyla (Tab. 1), corrispondenti ad un totale di 4562 individui. Più del 95% delle specie e del numero degli individui, sia totali che per stazione, è rappresentato, nell'ordine, da Molluschi, Anellidi, Echinodermi e Artropodi.

La stazione A1 presenta valori più elevati degli indici di Margalef, Pielou, Shannon e Simpson sia rispetto ad A2 sia rispetto alle altre stazioni, mentre in B1 si riscontrano valori più bassi sia rispetto a B2 sia rispetto alle altre stazioni. In B1, B2 ed A2 le due specie che contribuiscono maggiormente alla similarità tra le repliche sono *Corbula gibba* e *Lumbrineris gracilis* (dal 55 al 65%), seguite da *Montacuta ferruginosa* e *Amphiura filiformis* (A2 e B2, con il 18 ed il 13%) e da *Ampelisca* spp. e Capitellidi (B1, 10%). In A1, al contributo di *C. gibba* (28,3%) si affianca quello di *Terebellides stroemi*, *Thyasira flexuosa*, *A. filiformis* ed *Ampelisca* spp. (27% complessivamente).

Confrontando i nostri dati con quelli di uno studio condotto negli anni 1999-2002 (Giovanardi *et al*., 2003b) in tre stazioni distanti tra 6 e 10 Km dalle zone campionate (in prossimità e all'interno di un impianto di mitilicoltura, Fig. 1), a parità di mese - agosto - possiamo notare che le nostre stazioni sono più vicine al "cluster" che raggruppa i campionamenti effettuati all'impianto nel biennio 2001-2002 (Fig. 2).

Per quanto riguarda la pressione di pesca nell'Area 1, nel 2003 si è riscontrato, lungo i bordi, un massimo di 14,5 tracce/Km^2, che, rispetto al 2001 (25 tracce/Km^2), equivale ad una diminuzione del 38%. Il numero medio di segni di pesca a strascico conteggiato in un raggio di 300 m dalle stazioni campionate è risultato di 12 (B1); 9,5 (B2); 5,7 (A2) e 1,3 (A1).

Conclusioni

I dati raccolti hanno mostrato come le stazioni più vicine agli affioramenti rocciosi (A1 e A2) siano più ricche in specie, e che quelle sul transetto più verso costa (A1 e B1) presentino le abbondanze più elevate. Domina in tutte le stazioni *C. gibba*, specie caratteristica della biocenosi dei fondi mobili instabili (MI; Pérès e Picard, 1964) e *L. gracilis* (tranne che in A1), caratteristica di substrati misti a regime sedimentario variabile con spiccate condizioni di arricchimento organico (Pearson e Rosemberg, 1978). Sebbene questi tratti siano molto simili a quelli dei popolamenti campionati alla foce dell'Adige e, soprattutto, nell'impianto di mitilicoltura, l'MDS evidenzia una specificità degli organismi nell'area delle tegnùe che a livello macroscopico è indicata dagli elevati valori di abbondanza ivi riscontrati. Non si può escludere che anche l'origine dell'arricchimento organico, in un caso naturale e nell'altro proveniente dai mitili allevati, abbia un suo ruolo. L'area delle tegnùe è, infatti, caratterizzata da un intenso apporto di sedimenti di origine lacustre e fluviale e all'interno di essa è stata riscontrata un'elevata percentuale di sostanza organica nel sedimento (Soresi, 2003); negli impianti di mitilicoltura, invece, il carico organico, in termini di DOC, è sostenuto dall'elevato tasso di degradazione e turnover di feci e pseudofeci dei mitili (La Rosa *et al.*, 2002).

Per quanto riguarda la pressione di pesca, infine, il numero di segni conteggiati è risultato molto elevato lungo le zone più esposte della ZTB, ma anche all'interno, vicino agli affioramenti rocciosi, non è del tutto trascurabile. Le differenze riscontrate tra A1 ed A2 potrebbero quindi essere spiegate da quest'ultimo dato, vista la posizione meno riparata della A2. Parimenti, anche quanto osservato in B1 e B2 potrebbe essere il risultato dell'azione di disturbo e stress ambientale dovuto alla pesca.

Bibliografia

FRANCESCHINI G., RAICEVIC S., GIOVANARDI O.,PRANOVI F., MANZUETO L. (2003) - Le "Tegnùe" di Chioggia: valutazione dell'impatto della pesca a strascico con metodi acustici e sistemi informatici. *Chioggia - Rivista di studi e ricerche*, **23**: 93-102.

GIOVANARDI O., CRISTOFALO G., MANZUETO L., FRANCESCHINI G. (2003a) - Le "tegnùe" di Chioggia: nuovi dati e osservazioni sulla base di campionamenti acustici ad alta definizione (*Multibeam e Side Scan Sonar*). *Chioggia - Rivista di studi e ricerche*, **23**: 103-116.

GIOVANARDI O., CORNELLO M., TIOZZO K., CASALE M., FRANCESCHINI G. (2003b) - Effetti degli aggregati mucillaginosi sulle comunità macrozoobentoniche al largo di Chioggia. In: *Programma di monitoraggio e studio sui processi di formazione delle mucillagini nell'Adriatico e Tirreno (MAT)*. Rapporto finale. ICRAM–Ministero dell'Ambiente, **3**: 351-366.

LA ROSA T., MIRTO S., FAVALORO E., SAVONA B., SARÀ G., DANOVARO R., MAZZOLA A. (2002) - Impact on the water column biogeochemistry of a Mediterranean mussels and fish farm. *Water Res*., **36**: 713-721.

PEARSON T.H., ROSEMBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Ocean. Mar. Biol. Annual Review*, **16**: 229-311.

PÉRÈS G.M., PICARD J. (1964) - Noveau manuel de bionomie bentique de la Mer Mediterranee. *Rec. Trav. Stn. Mar. d'Endoume Bull.*, **31**: 1-137.

SORESI S. (2003) - Studio della comunità bentonica di un affioramento roccioso in Alto Adriatico di coordinate 45°011.570N 012°025.420E. Tesi di laurea, Università degli Studi di Padova, a.a. 2002-2003: 94 pp.

STEFANON A. (1984) - Sedimentologia del Mare Adriatico: rapporti tra erosione e sedimentazione olocenica. *Bollettino di Oceanologia Teorica e applicata*, **2** (4).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 561-564

E. Casola, T. Bacci[1], P. Lanera, G. Magnifico, N. Plastina, M. Scardi[2], L.M. Valiante, D. Vinci, E. Fresi[2]

Bioservice s.c.r.l., Vico S. Domenico Maggiore, 9 - 80134 Napoli, Italia.
bioservice@mclink.it
[1]ICRAM, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
[2]Dipartimento di Biologia, Università di Roma "Tor Vergata",
Via della Ricerca Scientifica - 00133 Roma, Italia.

ANALISI DESCRITTIVA DELLA PRATERIA DI *POSIDONIA OCEANICA* ANTISTANTE ROSIGNANO SOLVAY (MAR TIRRENO)

DESCRIPTIVE ANALYSIS OF THE POSIDONIA OCEANICA *BED OFF ROSIGNANO SOLVAY (TYRRHENIAN SEA)*

Abstract

The descriptive analysis of the Posidonia oceanica *(Monocotyledones, Potamogetonaceae) bed has been carried out off Rosignano Solvay. In 96 stations density measurements have been carried out and leaf shoots have been picked up for the phenological analysis. The obtained results have shown the good health state of the investigated bed even if in a condition of a dynamic equilibrium.*

Key-words: Posidonia oceanica*, phenology, density measurement, Rosignano Solvay, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

Le praterie di *Posidonia oceanica* rivestono un ruolo fondamentale all'interno degli ecosistemi marini costieri, in quanto rappresentano lo stadio climax di una serie successionale (Den Hartogh, 1970). Le stesse caratteristiche biologiche della pianta determinano che l'evoluzione di una prateria e la sua continua trasformazione siano il risultato dell'incessante interazione tra la crescita della pianta, i movimenti dell'acqua e la sedimentazione di materiali solidi nell'ambiente costiero (Blanc, 1953, 1958, 1972; Blanc e Jeudy de Grissac, 1984).

Nell'ambito del progetto "Ottimizzazione della compatibilità ambientale dell'immissione di fanghi inerti nell'ecosistema marino costiero di Rosignano", è stata descritta la prateria di *Posidonia oceanica* dell'area e ne è stato valutato lo stato di salute, al fine di evidenziare particolari alterazioni dell'ecosistema marino antistante gli stabilimenti della Solvay Italia S.p.A. In particolare, le conoscenze sui popolamenti biologici dell'area sono molto limitate e questo è vero anche nel caso della prateria di *P. oceanica (*Cinelli *et al.*, 1987; Cinelli e Piazzi, 1990).

Materiali e metodi

La campagna di rilevamento e campionamento è stata realizzata nell'estate del 2000 nel tratto di mare antistante le coste della Toscana compreso tra la foce della fiumara Fine a Nord e la congiungente tra la meda delle secche di Vada e Capo Cavallo a Sud. In totale sono state campionate 96 stazioni sulla base dei risultati di indagini preliminari condotte sia mediante Side Scan Sonar che con immersioni effettuate con autorespiratori ad aria compressa. In particolare, 57 stazioni sono state posizionate su di una griglia di maglia triangolare equilatera con lato di 250 m,

posta sulla prateria presente immediatamente a sud dello scarico Solvay, tra 4 e 28 m di profondità; le altre 39 stazioni sono state, invece, collocate su di una griglia di maglia triangolare equilatera con lato di 500 m, posta immediatamente a sud della precedente in corrispondenza della prateria che si spinge fino alle secche di Vada, tra 4 e 25 m di profondità. In ogni stazione sono state effettuate misure dirette di densità (almeno 5 conte per stazione) ed è stato stimato il grado di copertura del substrato. Dai risultati delle conte è stata derivata la densità assoluta per m^2 che, corretta per il grado di copertura, ha permesso di calcolare la densità relativa. Sono stati, inoltre, raccolti 10 fasci fogliari su cui sono state condotte le analisi fenologiche per il calcolo dei seguenti parametri: numero medio di foglie per fascio, larghezza e lunghezza media delle foglie, Coefficiente A e Indice fogliare (Caye, 1980; Drew, 1971; Panayotidis e Giraud, 1981).

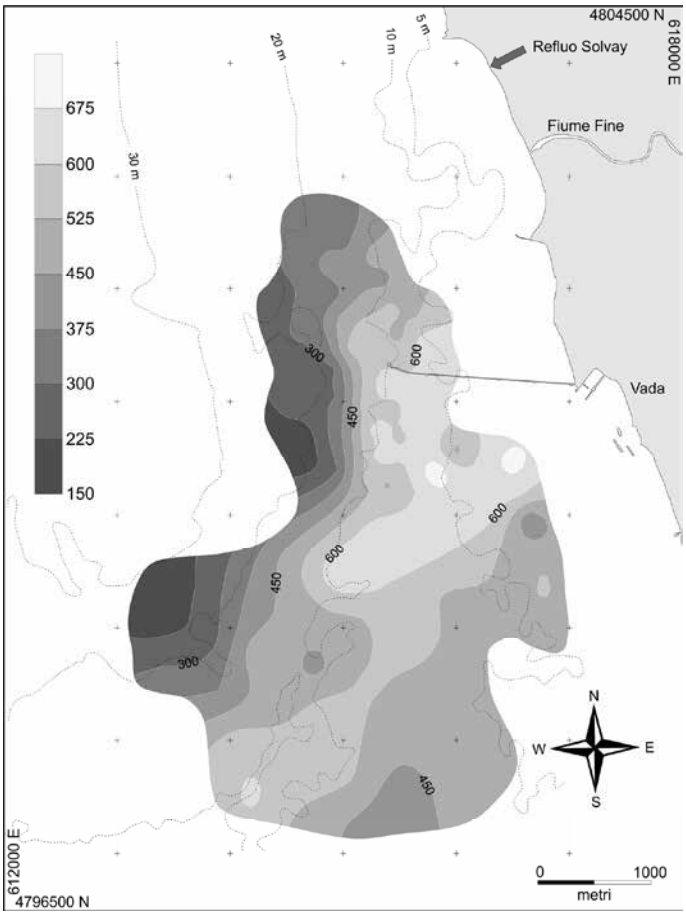


Fig. 1 - Interpolazione della densità assoluta (fasci m^{-2}) mediante kriging.
Interpolation of the absolute density (shoots m^{-2}) by the means of the kriging.

Risultati

Le analisi sulla macroripartizione hanno fornito, per la prateria di *P. oceanica* nel suo insieme, un valore di densità assoluta media pari a 485,47 fasci m^{-2} (Fig. 1) In particolare, la quasi totalità delle sessantaquattro stazioni localizzate a profondità minore di 15 m hanno presentato densità assolute comprese tra 416,25 e 672,50 fasci m^{-2}. Delle diciannove stazioni poste tra la batimetrica dei 15 metri fino a quella dei 20 metri, sette hanno presentato densità assolute comprese tra 310,00 e 368,75 fasci m^{-2}, undici stazioni valori compresi tra 402,50 e 577,50 fasci m^{-2}, una il valore di 287,50 fasci m^{-2}. Delle rimanenti tredici stazioni, poste a profondità maggiori della batimetrica dei 20 m, dieci hanno presentato densità assolute comprese tra 166,25 e 285,50 fasci m^{-2}, mentre tre stazioni valori compresi tra 308,75 e 378,75 fasci m^{-2}. Infine, essendo il grado di copertura medio pari a 67%, la densità relativa ha fatto registrare un valore medio di 326,00 fasci m^{-2}.

Per quanto riguarda le analisi fenologiche, il numero di foglie per fascio ha presentato un minimo di 7,60, un massimo di 10,80 e un valore medio di 9,17. La larghezza delle foglie ha mostrato valori estremamente coerenti tra le diverse stazioni, variando da 0,59 cm a 0,81 cm con una media di 0,71 cm per tutta la prateria. La lunghezza delle foglie ha presentato valori tra 12,23 cm e 35,30 cm con un valore medio di 26,75 cm. Per i suddetti parametri fenologici non si è osservata alcuna variazione significativa in funzione della profondità. I valori del Coefficiente A hanno fatto registrare notevoli differenze tra le stazioni, presentando il valore minimo di 0,00%, quello massimo di 38,64% e quello medio di 18,55%. Infine, l'Indice fogliare ha mostrato valori con un minimo di 2,59, un massimo di 18,33 e un valore medio pari a 9,89. Per questi due ultimi parametri fenologici si è osservata una diminuzione significativa all'aumentare della profondità.

Conclusioni

Il dato medio di densità assoluta consente di assegnare la prateria di *P. oceanica* nel suo insieme alla classe II di Giraud (1977), o di prateria densa. Le praterie appartenenti a tale classe sono da ritenersi all'inizio della degenerazione o alla fine della trasgressione (crescita orizzontale), tendenti progressivamente ad una crescita nel solo piano verticale su "matte". A tale dato medio si associa un panorama spazialmente diversificato. In particolare, la prateria presenta una porzione più superficiale, fino alla batimetrica dei 15 m, ascrivibile alla classe II di Giraud. La porzione intermedia, tra 15 e 20 m di profondità, è, invece, più eterogenea con 11 stazioni con densità assolute ricadenti nella classe II di Giraud e sette stazioni nella classe III (prateria rada), cioè di prateria in uno stadio di transizione con rottura dell'equilibrio e tendenza alla regressione o in uno stato di equilibrio dinamico. Infine, quella posta al limite inferiore, al di sotto dei 20 m di profondità, è una classica prateria profonda con densità dei fasci minore rispetto alla porzione più superficiale (classe IV di Giraud o di prateria molto rada).

I dati ottenuti dall'analisi fenologica consentono di affermare che la prateria di Rosignano è caratterizzata da valori confrontabili con quelli riportati in letteratura in considerazione del gradiente batimetrico. In particolare, all'aumentare della profondità si nota una notevole diminuzione dell'Indice Fogliare così come del Coefficiente A, valori del tutto giustificabili considerando che a profondità maggiori diminuiscono la luce a disposizione e l'idrodinamismo.

In conclusione, si può affermare che la prateria di Rosignano si presenta in buono stato di salute, seppure tendente ad una situazione di equilibrio dinamico da monitorare allo scopo di scongiurare pericolosi fenomeni di regressione, parzialmente visibili in zone contigue a quelle attualmente colonizzate dalla prateria.

Bibliografia

BLANC J.J. (1953) - L'herbier et le filtrage des sédiments à Port-Cros. *Rev. Géomorph. Dynam.*, **4** (2): 75-82.

BLANC J.J. (1958) - Recherches de sédimentologie littorale et sous-marine en Provence occidentale. Thèse Doct. Etat, Fac. sci. Univ. Paris, Fr.: 1-140.

BLANC J.J. (1972) - Observations sur la sédimentation bioclastique en quelque points de la marge continentale de la Méditerranéè. In: Stanley D.J. (ed), *The Mediterranean Sea*, Strasburg, USA: 225-240.

BLANC J.J., JEUDY DE GRISSAC A. (1984) - Erosion sous-marines des herdiers à *Posidonia oceanica* (Méditerranée). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), *International Workshop on* Posidonia oceanica *beds*. GIS Posidonie publ., Fr, **1**: 23-28.

CAYE G. (1980) - *Sur la morphogenese et le cycle vegetatif de* Posidonia oceanica *(L.) Delile*. These Doct., Aix-Marseille II, Fr.: 1-121.

CINELLI F., PIAZZI L. (1990) - Mappatura della prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delile lungo le coste toscane. CIBM Livorno Relazione tecnica interna: 80 pp.

CINELLI F., SALGHETTI-DRIOLI U., PARDI G., DELLA PIETÀ F. (1987) - Situazione di un'area costiera a *Posidonia oceanica* (L.) Delile di Rosignano Solvay (Mar Ligure). In: Bregant D., Fonda Umani S. (eds), *Atti del 7° Congresso A.I.O.L, Trieste*: 503-510.

DEN HARTOG C. (1970) - *The sea-grasses of the World*. North Holland publishing company, Amsterdam: 273 pp.

DREW E.A. (1971) - *Botany. Underwater Science. An introduction to experiments by divers*. Woods et Lithgoe Ed., London: 59 pp.

GIRAUD G. (1977) - Essai de classement des herbiers de *Posidonia oceanica* (Linné) Delile. *Bot. Mar.*, **20** (8): 487-491.

PANAYOTIDIS P., GIRAUD G. (1981) - Sur un cycle de renouvellement des feuilles de *Posidonia oceanica* (L.) Delile dans le Golfe de Marseille. *Vie et Mileu*, **31** (2): 129-136.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 565-567

S. Como[1], P. Magni[1], D. Casu[2,3], A. Floris[2], G.A. Fenzi[1], I. Guala[1], G. De Falco[1]

[1]IMC – Centro Marino Internazionale, Località Sa Mardini - 09072 Torregrande (OR), Italia.
s.como@imc-it.org
[2]Dip. di Zoologia e Antropologia Biologica, Università di Sassari,
C.so Margherita di Savoia, 15 - 07100 Sassari, Italia.
[3]Dip. di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa, Via A. Volta, 6 - 56126 Pisa, Italia.

SCAMBI LAGUNA-MARE: VARIABILITÀ SPAZIALE DELLE CARATTERISTICHE SEDIMENTARIE E DEI POPOLAMENTI MACROZOOBENTONICI ASSOCIATI (GOLFO DI ORISTANO, SARDEGNA OCCIDENTALE)

LAGOON-COASTAL MARINE ECOSYSTEMS EXCHANGE: SPATIAL VARIABILITY OF SEDIMENT FEATURES AND MACROFAUNAL ASSEMBLAGES (GULF OF ORISTANO, WESTERN SARDINIA)

Abstract

The exchanges of materials and organisms between marine and lagoon habitats have been studied in an area comprising the Cabras lagoon, the connecting channel and an adjacent marine site of the Gulf of Oristano. The exchange of sediment particles and organisms between marine and lagoon habitats seemed to be rather limited indicating a high degree of confinement. We suggest that the presence of a dam in the southern part of the lagoon causes a major change in the sedimentary regime of the lagoon and strongly influence the spatial distribution of macrofauna.

Key-words: *macrobenthos, sediment composition, lagoon of Cabras.*

Introduzione

Gli ambienti lagunari e marino costieri sono strettamente interconnessi tramite scambi di masse d'acqua, sedimenti e organismi (Lardicci *et al.*, 2001; Magni *et al.*, 2004). Per una corretta gestione di questi sistemi complessi è quindi necessaria la conoscenza delle dinamiche idrologiche, sedimentarie e dei popolamenti ad essi associati (De Falco *et al.*, 2004; Magni *et al.*, 2004, 2005a,b). Il Golfo di Oristano (150 Km^2 di superficie), con le sue 6 lagune di superficie totale di circa 46.5 Km^2, è uno degli esempi di interazione mare-laguna tra i più importanti in Italia. Lo scopo di questo studio è di descrivere la variabilità spaziale delle caratteristiche dei sedimenti e dei popolamenti macrozoobentonici associati in un'area compresa tra un ambiente tipicamente lagunare (laguna di Cabras) e quello marino costiero.

Materiali e metodi

Nell'estate 2003, 3 stazioni sono stati scelte all'interno di ciascuno dei seguenti ambienti: laguna (L), canale collettore (C) e ambiente marino costiero antistante (M). Ciascuna stazione è stata campionata una volta per l'analisi dei sedimenti superficiali (mediante carotatore manuale di 10 cm di diametro per sostanza organica totale, carbonati e composizione granulometrica) e 3 volte per la macrofauna (mediante *box-corer*, 0.02 m^2 di area). I campioni di macrofauna sono stati setac-

ciati a 0.5 mm e fissati con formaldeide neutralizzata al 4%. In laboratorio, le frazioni sabbiose e fangose dei sedimenti sono state separate setacciando a 63 μm (De Falco *et al.*, 2004). La frazione fangosa (<63 μm) è stata poi separata nelle frazioni 8-63 μm e <8 μm attraverso l'analisi laser (Galai Cis 1 laser system) (De Falco *et al.*, 2004). Gli organismi sono stati smistati e classificati fino al livello di specie. I dati sono stati analizzati con l'Analisi della Varianza e le differenze significative tra ambienti sono state ulteriormente indagate con il test di comparazione multipla a posteriori SNK. L'omogeneità della varianza è stata testata con il test *C*-Cochran e quando necessario i dati sono stati trasformati con log (x+1) per rimuovere le varianze non omogenee.

Risultati e conclusioni

I sedimenti in laguna e nel canale collettore sono caratterizzati da un più alto contenuto in frazione fine (<8 μm) (ANOVA a 1 via, $F_{2,6}$=16.96, p<0.01), suggerendo che il canale collettore sia influenzato da una deposizione di particellato proveniente dalla laguna (Fig. 1a). I sedimenti delle stazioni marine sono invece più ricchi in sostanza organica (SO, $F_{2,6}$=12.66, p<0.01) e in carbonati ($CaCO_3$, $F_{2,6}$=33.30, p<0.001), indicando un apporto di detrito organico refrattario proveniente dalle praterie di *Cymodocea nodosa* e *Posidonia oceanica* antistanti (Cancemi *et al.*, 2000).

In accordo con le caratteristiche dei sedimenti, il popolamento macrozoobentonico nelle stazioni lagunari è caratterizzato da un più basso numero di specie (*S*, ANOVA a 2 vie, $F_{2,6}$=32.83, p<0.001), con poche specie dominanti che presentano caratteristiche opportuniste (es. *Neanthes succinea*) (Fig. 1b). Un maggior numero di individui (*N*, $F_{2,6}$=12.60, p<0.01) e di specie caratterizza invece le stazioni nel canale collettore e nell'ambiente marino antistante che non differiscono tra loro (SNK test, p<0.05; Fig. 1c). Questi due ambienti sono inoltre caratterizzati dalla presenza di specie comunemente ritrovate nelle praterie di *C. nodosa* e *P. oceanica* del golfo.

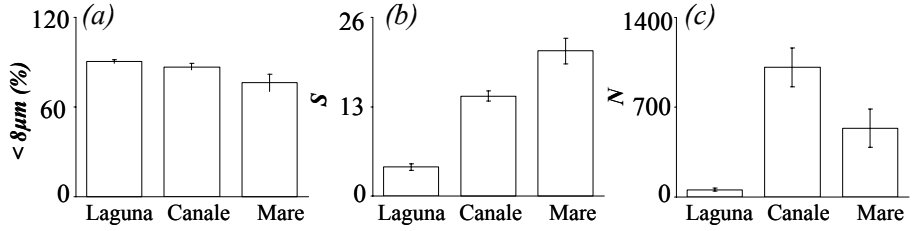


Fig. 1 - a) Contenuto medio (±SE) della frazione fangosa più fine (<8 μm); b) media del numero totale di specie (S) e c) di individui (N) in ciascun ambiente (Laguna, Canale e Mare).

a) Mean content (±SE) of the non sortable fraction of mud (<8 μm); b) mean of total number of species (S) and c) individuals (N).

Gli scambi di materia e di organismi tra l'ambiente marino e lagunare appaiono limitati. La costruzione di una diga alla fine degli anni '70 nella parte sud della laguna potrebbe aver causato cambiamenti nel regime idrodinamico all'interno

della laguna, portando ad una re-distribuzione interna di particellato organico più fine (De Falco *et al.*, 2004) e influenzando la composizione e struttura dei popolamenti macrozoobentonici non solo all'interno della laguna (Magni *et al.*, 2004, 2005a,b), ma anche nell'ambiente marino costiero antistante.

Bibliografia

CANCEMI G., BAROLI M., DE FALCO G., AGOSTINI S., PIERGALLINI G., GUALA I. (2000) - Cartografia integrata delle praterie marine superficiali come indicatore dell'impatto antropico sulla fascia costiera. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (1): 509-516.

DE FALCO G., MAGNI P., TERÄSVUORI L.M.H., MATTEUCCI G. (2004) – Sediment grain size and organic carbon distribution in the Cabras lagoon (Sardinia, Western Mediterranean). *Chemistry and Ecology*, **20** (S1): 367-377.

LARDICCI C., COMO S., CORTI S., ROSSI F. (2001) – Recovery of the macrozoobenthic community after severe dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon (Orbetello, Italy). *Mar. Pollut. Bull.*, **42**: 202-214.

MAGNI P., MICHELETTI S., CASU D., FLORIS A., DE FALCO G., CASTELLI, A. (2004) – Macrofaunal community structure and distribution in a muddy coastal lagoon. *Chemistry and Ecology*, **20** (1): 397-409.

MAGNI P., FENZI G., CASU D., FLORIS A., DE FALCO G., CASTELLI A. (2005a) – Variabilità stagionale del macrozoobenthos nella laguna di Cabras (Sardegna, Mediterraneo Occidentale). *Biol. Mar. Medit.*, **12** (1): 287-290.

MAGNI P., MICHELETTI S., CASU D., FLORIS A., GIORDANI G., PETROV A., DE FALCO G., CASTELLI A. (2005b) – Relationships between chemical characteristics of sediments and macrofaunal communities in the Cabras lagoon (Western Mediterranean, Italy). *Hydrobiol.*, **550**: 105-119.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 568-570

D. Curiel, M. Scattolin[1], A. Rismondo, M. Marzocchi[2]

SELC Società Cooperativa, Via dell'Elettricità, 3d - 30175 Marghera (VE), Italia.
curiel@selc.it
[1]Comune di Venezia, Assessorato all'Ecologia, S. Marco 4136 - 30100 Venezia, Italia.
[2]Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via Trieste, 75 - 35121 Padova, Italia.

DISTRIBUZIONE DI *SARGASSUM MUTICUM* E *UNDARIA PINNATIFIDA* (PHAEOPHYTA) NELLA LAGUNA DI VENEZIA

SARGASSUM MUTICUM *AND* UNDARIA PINNATIFIDA *(PHAEOPHYTA) DISTRIBUTION IN THE LAGOON OF VENICE*

Abstract

A number of new macroalgal species, endemic of other world districts, have been recently found in the Lagoon of Venice. The city of Chioggia, close to several aquaculture farms importing molluscs and fish from other countries and the port of Venice, heavily impacted by maritime traffic, are the main diffusion sites for these allochthonous species. Undaria pinnatifida *and* Sargassum muticum*, because of thallus sizes and colonization wideness, appear to be highly invasive non-indigenous species.*

Key words*: invasive species, macroalgae, Venice Lagoon.*

Introduzione

In questi ultimi decenni lungo le coste atlantiche europee e del Mediterraneo sono state rinvenute numerose specie algali provenienti da altre parti del mondo. La Laguna di Venezia è risultata un sito particolarmente recettivo, sia perché sono presenti numerosi centri di importazione e di allevamento di molluschi, sia perché è presente un intenso traffico marittimo. Tra le varie alghe non indigene rinvenute dall'inizio degli anni '90 nella laguna si segnalano per diffusione ed abbondanza le Rhodophyta *Polysiphonia morrowii* Harvey, *Antithamnion pectinatum* Brauner *ex* Athanasiadis *et* Tittley, *Grateloupia turuturu* (Yamada), mentre recentemente sono stati rinvenuti anche esemplari di *Lomentaria hakodatensis* Yendo, *Agardhiella subulata* (C. Agardh) Kraft *et* M.J. Wynne e *Soliera filiformis* (Kützing) P.W. Gabrielson, le Phaeophyta *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt, *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar e *Desmarestia viridis* (O.F. Müller) J.V. Lamouroux ed alcuni esemplari della Chlorophyta *Prasiola* sp. (Bellemo *et al*., 2001; Curiel *et al*., 1998, 2002, 2004, 2005; Gargiulo *et al*., 1992; Miotti *et al*., 2005; Rismondo *et al*., 1993; Tolomio, 1993). L'Amministrazione Comunale ha avviato delle indagini per caratterizzare negli anni l'espansione delle due specie più importanti, *S. muticum* e *U. pinnatifida*.

Materiali e metodi

L'area di indagine ha interessato prevalentemente i substrati duri naturali situati nelle vicinanze della città di Chioggia, di Venezia e delle sue isole, e i substrati artificiali quali le bricole dei canali, dei mareografi e di varie altre infrastrutture. Le indagini sono state eseguite effettuando campionamenti di superfici note per la stima della densità, del ricoprimento e della biomassa o eseguendo prospezioni a

vista durante le basse maree dato che le due specie colonizzano prevalentemente il mesolitorale (Curiel *et al*., 1998, 2001).

Risultati e conclusioni

Considerata la dimensione dei talli delle due Phaeophyta, sino a 3 m per *S. muticum* e sino a 2 m per *U. pinnatifida*, è stato relativamente facile seguire dettagliatamente la loro progressiva espansione sui substrati duri della laguna.

Dalla fine degli anni '80 (Sfriso, comm. pers.) *S. muticum* ha colonizzato in modo puntiforme e discontinuo i substrati duri di Chioggia e soprattutto del litorale lagunare dell'isola di Pellestrina (laguna sud); per alcuni anni non è stato segnalato nella laguna centrale e nelle aree limitrofe alla città di Venezia, probabilmente per la mancanza di rilevamenti specifici, ma anche a causa dell'ostacolo naturale fornito dall'estesa bocca di porto di Malamocco (Comune di Venezia, 1994; Curiel *et al*., 1995). Nel 1996 l'alga è stata segnalata anche nelle bocche di porto di Malamocco e di Lido (Sfriso, 1996; Sfriso e Marcomini, 1996), e poi con regolare progressione negli anni, anche in diversi siti di Venezia e nelle isole limitrofe (Murano, S. Erasmo, La Giudecca, S. Michele). Di particolare interesse sono i popolamenti presenti nelle bocche di porto, dove l'alga coesiste e compete con i talli di *Cystoseira barbata* (Stackhouse) C. Agardh var. *barbata*, anch'essa in graduale espansione nella laguna dopo anni di regressione (Comune di Venezia, 2001).

Nei primi anni '90 *U. pinnatifida* si è invece rapidamente insediata con coperture uniformi e continue lungo le rive dei canali di Chioggia e di Venezia (Isola della Giudecca). Questa specie si è progressivamente diffusa prima nei principali canali del centro storico di Venezia e delle isole limitrofe (Murano, S. Michele e S. Giorgio Maggiore), poi anche nei canali interni e nelle rive dell'isola del Lido. La rapida diffusione di *U. pinnatifida* sui substrati duri è stata favorita dall'efficace sistema riproduttivo che permette di ricolonizzare in 1-2 anni i substrati oggetto di interventi di ristrutturazione o di asportazione sperimentale (Curiel *et al*., 1998).

La densità dei talli di *U. pinnatifida* è massima nella tarda primavera e varia a seconda degli habitat. La lunghezza e la biomassa dello sporofito variano nell'arco dell'anno, appare in novembre-dicembre per degradarsi e scomparire nei mesi più caldi (giugno-luglio) (Comune di Venezia, 2003).

S. muticum ed *U. pinnatifida* prediligono habitat differenti. Nelle sponde verticali dei canali prevale *U. pinnatifida,* mentre dove i canali digradano con pietre e laterizi domina *S. muticum*. Ambedue le Phaeophyta non hanno mai colonizzato, se non in modo sporadico e casuale, i fondali incoerenti perché generalmente privi di adeguati substrati per supportare i talli.

Le due alghe brune dopo circa 15 anni dalla loro segnalazione in Laguna di Venezia appaiono ancora in graduale espansione, soprattutto nella laguna centrale, dove numerosi sono ancora i substrati duri adeguati al loro insediamento. A nord della bocca di Lido la loro presenza è scarsa o nulla probabilmente per la minore antropizzazione e per la salinità mediamente inferiore per l'apporto di acque dolci di alcuni fiumi.

Bibliografia

BELLEMO G., CURIEL D., LA ROCCA B., SCATTOLIN M., MARZOCCHI M. (2001) - First report of a filamentous species of *Desmarestia* (Desmarestiaceae, Fucophyceae) in the Lagoon of Venice (Italy, Mediterranean Sea). *Bot. mar*., **44**: 541-545.

COMUNE DI VENEZIA (1994) - *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt ed *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar nella Laguna di Venezia. Distribuzione, fenologia ed aspetti della competizione con le specie autoctone lagunari. Assessorato Ecologia, Rapporto interno: 44 pp.

COMUNE DI VENEZIA (2001) - Indagini su due specie algali invasive nella Laguna di Venezia: *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar e *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt. Assessorato Ecologia, Rapporto interno: 26 pp.

COMUNE DI VENEZIA (2003) - Dinamiche di sviluppo di *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar nel centro storico di Venezia (Laguna di Venezia). Assessorato Ecologia, Rapporto interno: 37 pp.

CURIEL D., RISMONDO A., MARZOCCHI M., SOLAZZI A. (1995) - Distribuzione di *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Phaeophyta) in Laguna di Venezia. *Acqua-Aria*, **8**: 831-834.

CURIEL D., BELLEMO G., MARZOCCHI M., SCATTOLIN M., PARISI G. (1998) - Distribution of the introduced japanese macroalgae *Undaria pinnatifida*, *Sargassum muticum* (Phaeophyta) and *Antithamnion pectinatum* (Rhodophyta) in Venice lagoon. *Hydrobiologia*, **385**: 17-22.

CURIEL D., GUIDETTI P., BELLEMO G., SCATTOLIN M., MARZOCCHI M. (2001) - The introduced algae *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Alariaceae) in the Lagoon of Venice. *Hydrobiologia*, **477**: 209-219.

CURIEL D., BELLEMO G., LA ROCCA B., SCATTOLIN M., MARZOCCHI M. (2002) - First report of *Polysiphonia morrowii* Harvey (Ceramiales, Rhodophyta) in the Mediterranean sea. *Bot. mar*., **45**: 66-70.

CURIEL D., CHECCHIN E., DRI C., MIOTTI C., BELLEMO G., RISMONDO A., SCATTOLIN M., MARZOCCHI M. (2004) - Brevi note su alcuni nuovi ritrovamenti algali per la Laguna di Venezia. *Lav. Soc. Ven. Sc. Nat.*, **29**: 59-61.

CURIEL D., BELLEMO G., CHECCHIN E., DRI C., MIOTTI C., MARZOCCHI M. (2005) - Segnalazione di nuove macroalghe per la Laguna di Venezia. *Lav. Soc. Ven. Sc. Nat*., **30**: 41-44.

GARGIULO M.G., DE MASI F., TRIPODI G. (1992) - *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Phaeophyta, Fucales) is spreading in the Lagoon of Venice (Northern Adriatic Sea). *Giorn. Bot. Ital*., **126**: 259.

MIOTTI C., CURIEL D., RISMONDO A., BELLEMO G., DRI C., CHECCHIN E., MARZOCCHI M. (2005) - First report of a species of *Prasiola* (Prasiolaceae, Chlorophyta) from the Italian coasts (Mediterranean Sea, Lagoon of Venice). *Sci. Mar.*, **69** (3): 343-346.

RISMONDO A., VOLPE S., CURIEL D., SOLAZZI A. (1993) - Segnalazione di *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar a Chioggia (laguna Veneta). *Lav. Soc. Ven. Sc. Nat*., **18**: 329-330.

SFRISO A., MARCOMINI A. (1996) - The Lagoon of Venice. In: Schramm W., Nienhuis P.N. (eds), *Marine Benthic Vegetation, Ecological Studies*. Springer Verlag, Berlin, **123**: 339-368.

SFRISO A. (1996) - Decremento di produzione e cambio nella vegetazione macroalgale nella Laguna di Venezia. *Inquinamento*, **5**: 80-88.

TOLOMIO C. (1993) – Prima segnalazione di *Grateloupia doryphora* (Mont.) Howe (Rhodophyceae) nella Laguna di Venezia. *Lav. Soc. Ven. Sc. Nat*., **18**: 215-220.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 571-573

A.M. De Biasi, L. Pacciardi, F. Gai, R. Micheli, S. De Ranieri, M. Demestre*

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata,
V.le N. Sauro, 4 – 57127 Livorno, Italia.
a.debiasi@cibm.it
*Institut de Ciències del Mar, Passeig Marítim de la Barceloneta, 37/49 – 08003 Barcelona, España.

TRAWLING IMPACT IN THE CENTRAL ADRIATIC SEA (ITALY): PRELIMINARY RESULTS

IMPATTO DELLO STRASCICO NEL MAR ADRIATICO (ITALIA): RISULTATI PRELIMINARI

Abstract

To evaluate the effects of trawling on benthic community and sediment grain size two different areas of 1 nautical square mile were selected in the central Adriatic Sea: a commercial fishing ground (T) and a control area (C). The community composition and the sediment grain size resulted statistically different in the two areas. The fishing effect must be maintained with caution.

Key-words*: trawling, impact, macrobenthic community, Adriatic Sea.*

Introduction

In Italy most of the studies performed for assessing the effects of fishing activities, were carried out in the Adriatic Sea planned mainly to evaluate the experimentally induced impact of 'rapido' in pristine areas (Pranovi *et al*., 2000). This study is a first comparison between a commercial fishing ground and an un-fished area about 2 km apart near a gas-platform in the Central Adriatic Sea off Fano (PU). The un-fished area was selected 150 m distant from the platform where the effect of the structure is not relevant.

Materials and methods

Sediments were collected in March and July 2003 in two areas, one fished (treatment=T) and one un-fished (control=C), about 1 square nm at about 50 m depth. A total of 10 sampling stations were randomly selected, 5 within T and 5 within C. Sediments were analysed for their particle size according to the Udden-Wentworth Phi classification (De Biasi *et al*., 2004). In the same sampling stations (5 replicates) sediments collected by Van Veen grab (0.1 m^2) were processed and analysed according to De Biasi *et al*. (2004). The relative dispersion and the Index of Multivariate Dispersion (IMD) were used to compare the variability between treatment and control samples (Clarke and Warwick, 1994). Species frequency distribution for each of the groups (T and C) was examined graphically using *k*-dominance curves (Lambshead *et al.,* 1983).

Results

The grain size analysis revealed that strong signs of disturbance cannot be detected on superficial sediment. However the sediments collected in C both in March (median=78.8±2.28 μm) and July (median=68.6±3.30 μm) were slightly, but

significantly (t-test $p<0,05$ on median) coarser than those collected in T (March median=71.17±2.28 μm; July 58.2±6.23 μm).

A total of 4077 individuals belonging to 137 species shared among Mollusca, Crustacea, Anellida, Sipunculida, Echinodermata, Caudofoveata and Nemertea were collected. In the nMDS ordination plot on the abundance data two groups can be identified: the samples collected in July are located in the upper part of the plot and contrasted with those collected in March situated in the lower part. In each cluster samples from the control area never mixed up with those collected in the treatment. The differences were statistically significant both in March (global $R=0.767$ $p<0.008$) and in July (global $R=0.324$ $p<0.05$). In addition, in both periods the sampling stations in T were more scattered in the MDS plot than C. These differences were supported by the degree of dispersion (Tab. 1). In the k-dominance curves the T curve lays over the C curve in both periods.

Tab. 1 - Values of data relative dispersion in T and in C area. Comparative index of multivariate dispersion (IMD) between the two study areas (C vs T).
Valori di dispersione calcolati per T e C. Indice comparativo di dispersione multivariata (IMD) tra le due aree (C vs T).

	March	July
T	1,448	1,124
C	0,552	0,876
IMD (C vs T)	–0.940	–0.260

Conclusions

The investigated areas showed significant differences both in community composition and sediment grain size. Our sampling design can partly support the hypothesis that all the observed differences can be related only to the fishing impact. Many studies (Montagna and Harper, 1996) demonstrated that gas-platform effects are short-lasting being related mainly to the installation phase rather than to the operational phase. However we can neither exclude nor quantify this effect and split it up from the fishing impact. At the same time we observed a higher level of patchiness in spatial distribution of the benthic assemblages in T than in C. In addition the k-dominance curves suggested that in T there was a disproportionate increase in the abundance of a few dominant species. Both these effects are considered a symptom of stress and many authors observed similar patterns in different fishing grounds (Warwick and Clarke, 1993; Gilkinson *et al.,* 1998; Kaiser *et al.*, 2000). So we cannot neglect that the treatment area showed higher level of disturbance than the control even if further studies are necessary to test these results over time.

References

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) - *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, UK: 144 pp.

DE BIASI A.M., PACCIARDI L., GAI F. (2004) - Ruolo degli studi applicativi nella gestione ambientale: l'esempio del porto di Capraia (Mar Ligure). *Atti Soc. tosc. Sci. nat*., **111**: 35-41.

GILKINSON K., PAULIN M., HURLEY S., SCHWINGHAMER P. (1998) - Impacts of trawl door scouring on infaunal bivalves: results of a physical trawl door model/dense sand interaction. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **224**: 291-312.

KAISER M.J., RAMSAY K., RICHARDSON C.A., SPENCER F.E., BRABD A.R. (2000) - Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *J. An. Ecol.*, **69**: 494-503.

LAMBSHEAD P.J.D., PLATT H.M., SHAW K.M. (1983) - The detection of differences among assemblages of benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *J. Nat. Hyst.*, **17**: 859-874.

MONTAGNA P., HARPER D.E.Jr. (1996) - Benthic infaunal long-term response to offshore production platforms in the Gulf of Mexico. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **53**: 2567-2588.

PRANOVI F., RAICEVICH S., FRANCESCHINI G., FARRACE M.G., GIOVANARDI O. (2000) - Rapido trawling in the Northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES J. Mar. Sc.,* **57**: 517-524.

WARWICK R.M., CLARKE K.R. (1993) - Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **172**: 215-226.

This paper is a part of the EU – Project (VFP-QoL Contract q5rs2002-00787).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 574-578

G. Ferrari, I. Ansaloni, M. Mauri, A.M. Pagliai,
D. Prevedelli, R. Simonini, M.A. Todaro

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Modena e Reggio Emilia,
Via Campi, 213/D - 41100 Modena, Italia.
todaro.antonio@unimore.it

LA MEIOFAUNA DELLE SABBIE 'RELITTE' DELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE SOGGETTE AD OPERAZIONI DI ESCAVO

THE MEIOFAUNA OF A RELICT SANDS AREA (NORTHERN ADRIATIC SEA) SUBJECT TO DREDGING OPERATIONS

Abstract

The study falls within a larger research programme aimed at assessing the effect of dredging operations on benthic fauna associated with an off-shore sand bank to be used for beach nourishment. Meiofaunal samples in three replicates were collected in three periods: before, during and one month after the dredging operations, at 10 sites: 3 in the impacted area and 7 in adjacent areas not subject to dredging. A faunistic survey of sediment cores found the meiofaunal benthic community to be composed almost exclusively of epibenthic and infaunal forms. The community was dominated by Nematoda followed by Harpacticoida, with the highest density recorded before the beginning of the operations. The dredging had a strong, adverse effect on the fauna, causing near complete defaunation at the impacted sites. One month after completion of the operation, the fauna of the impoverished sites did not show significant evidence of recovery; a working hypothesis relates the slow recolonisation process to the large extension of the impacted area.

Key-words: *meiofauna, dredging, beach nourishment, Adriatic Sea, bottom stress.*

Introduzione

Questa ricerca si inserisce in un quadro più ampio di studi volti a verificare gli effetti del prelievo di sabbie sublitorali da utilizzarsi per il ripascimento delle spiagge sulle comunità bentoniche. La maggior parte degli studi fino ad ora effettuati in Europa sugli effetti del dragaggio delle sabbie sottomarine sulle comunità bentoniche hanno riguardato i fondali del Mare del Nord e le coste mediterranee della Spagna, focalizzandosi quasi esclusivamente sul macrobenthos (Van Dalfsen *et al*., 2000; Sarda *et al*., 2000). Il progetto denominato "Programma pluriennale di monitoraggio dell'area a mare da cui sono state prelevate le sabbie per il ripascimento delle spiagge emiliano-romagnole", finanziato dalla Regione Emilia-Romagna e realizzato dalla struttura di Ingegneria Ambientale dell'Agenzia Regionale per la Prevenzione e l'Ambiente dell'Emilia-Romagna (ARPA), ha offerto l'opportunità di studiare l'effetto dell'estrazione delle sabbie ed il processo di recupero delle comunità bentoniche in un'area nell'Adriatico settentrionale scarsamente investigata dal punto di vista faunistico. Mentre i risultati relativi all'indagine sulla componente macro-zoobentonica sono stati pubblicati di recente (Ansaloni *et al*., 2004; Simonini *et al*., 2005), in questa sede vengono forniti, in forma sintetica, i dati relativi alla comunità meiobentonica.

Materiali e metodi

L'area di studio è situata nell'Alto Adriatico a circa una cinquantina di chilometri al largo delle coste di Ravenna (lat. 13°03' N; long. 44°48' E) caratterizzata da un fondale posto a circa 30-40 metri di profondità, costituito prevalentemente da depositi sabbiosi, noti come sabbie relitte (Frascari, 2000) risalenti all'ultima

trasgressione marina. Il campionamento è stato effettuato con la collaborazione dell'ARPA Emilia Romagna utilizzando la motonave Daphne opportunamente equipaggiata per il campionamento del benthos. Lo studio faunistico è stato condotto su carote di sedimento (2.75 cm diametro × 5 cm altezza) ottenute subcampionando il materiale prelevato con una benna van Veen in 10 stazioni (3 [S2, S3 e S5] all'interno dell'area di dragaggio, e 7 [S1, S4, S6-S10] in aree non coinvolte dal prelievo di sabbia), prima, durante ed un mese dopo le operazioni di dragaggio (marzo, aprile e giugno rispettivamente; Ansaloni *et al*., 2004). In ognuna delle dieci stazioni di raccolta sono stati prelevati tre campioni, ottenendo in totale 3 × 10 × 3 carote. La fauna, narcotizzata con $MgCl_2$ al 7.0%, è stata successivamente fissata e conservata in una soluzione al 10% di formalina neutra, preventivamente addizionata con Rosa Bengala. L'estrazione, ripetuta tre volte, è stata eseguita mediante centrifugazione in gradiente di LUDOX AM-30 (d = 1.210), e filtraggio del surnatante per mezzo di due setacci con maglie di 1.0 e 0.063 mm sovrapposti (Pfannkuche e Thiel, 1988). Gli animali trattenuti sul setaccio con maglie più fini sono stati poi identificati per taxon mentre i copepodi arpacticoidi sono stati identificati a livello di specie. L'analisi statistica è stata condotta con procedure univariate parametriche (ANOVA, T-test) e multivariate (CLUSTER ANALYSIS, ANOSIM) parametriche e non, utilizzando gli applicativi SigmaStat e Primer.

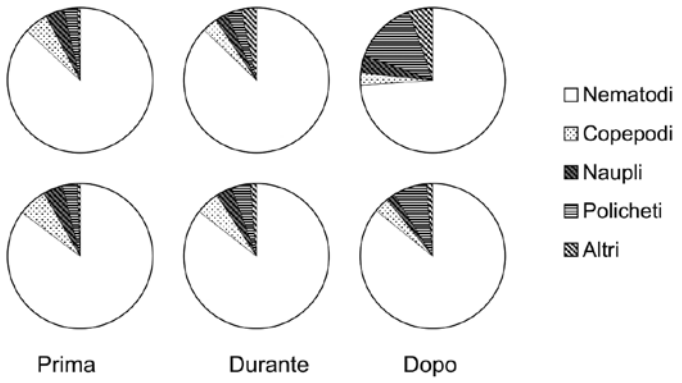


Fig. 1 - Composizione della comunità meiobentonica nei siti d'impatto (in alto) e di controllo (in basso) prima, durante e dopo le operazioni di dragaggio.
Composition of the meiobenthic community at the impacted (upper charts) and control sites (lower charts) before, during and after the dredging operation.

Risultati e conclusioni

L'analisi faunistica condotta su 90 campioni raccolti durante le 3 diverse campagne ha portato alla raccolta e all'identificazione di 101575 individui appartenenti a 19 taxa distribuiti in 12 phyla: Nematodi, Artropodi, Anellidi, Turbellari, Cnidari, Echinodermi, Molluschi, Nemertini, Entoprocti, Chinorinchi, Sipunculidi e Gastrotrichi. Il taxon più abbondante è stato quello dei nematodi (l'85.8%), seguito dagli artropodi, in maggioranza copepodi Arpacticoidi e le loro forme larvali (8.5%), e dai policheti (5.2%). I rappresentanti degli "altri taxa" sono stati rinvenuti in modo sporadico e in un numero limitato di individui, costituendo complessivamente non più dell'1.2% del popolamento complessivo (Fig. 1).

La composizione del popolamento nelle 10 stazioni non è variata molto durante il periodo preso in esame benché rappresentanti di tre taxa: Nemertini, Gastrotrichi e Sipunculidi, siano stati rinvenuti solo nel periodo post-operazionale. Quella che invece è variata considerevolmente nel tempo è l'abbondanza dell'intera comunità risultando maggiore nel periodo preoperazionale (range= 1090±1089÷1859±190 ind. 10 cm^{-2}) e minore durante la fase operazionale (range, 20±14÷468±537 ind 10 cm^{-2}), particolarmente nelle stazioni soggette al prelievo di sabbia (ANOVA, $p<0.005$; Fig. 2).

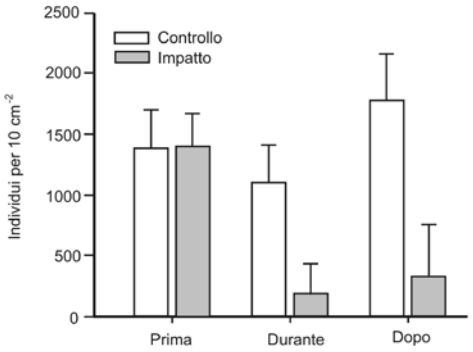


Fig. 2 - Densità della meiofauna nei siti d'impatto e di controllo, prima, durante e dopo le operazioni di dragaggio.
Meiofauna density at the impacted vs control sites before, during and after the dredging operation.

Le analisi multivariate indicano che il prelievo delle sabbie ha modificato drasticamente le comunità meiobentoniche delle zone durante e dopo il dragaggio (ANOSIM, effetto dragaggio: $R=0{,}603$, $p<0{,}001$). L'analisi dei cluster effettuata sulla totalità dei dati separa le stazioni più pesantemente coinvolte delle campagne di aprile (operazionale) e giugno (postoperazionale) da tutte le altre (Fig. 3). Il dendrogramma della cluster analysis separa, quasi perfettamente, le stazioni di controllo in tre gruppi distinti in base alla campagna di prelievo. Il primo gruppo raccoglie tutte le stazioni di marzo, anche le S2, S3, S4 ancora non soggette ai lavori, ed in via subordinata una stazione di controllo di aprile (la S7); il secondo gruppo include, con due eccezioni, i controlli del mese di giugno, mentre il terzo è costituito dai controlli del mese di aprile e la stazione S2 (impattata), sempre di aprile, che evidentemente risente meno delle operazioni rispetto alle stazioni S3 ed S4 delle stesso periodo (Fig. 3).

Benché la defaunazione delle aree soggette ad escavo fosse ampiamente prevista, sorprende che a distanza di circa un mese le aree dragate si presentano ancora povere di meiofauna, poiché gli organismi di questa comunità sono in grado di ripopolare i sedimenti in tempi relativamente brevi, dell'ordine di giorni (Chandler e Fleeger, 1983; Colangelo e Checcherelli, 1994; Mazzola *et al.*, 2000; Todaro *et al.*, 2002); è verosimile che la grande estensione dell'area interessata dalle operazioni abbia influito negativamente sui tempi di ricolonizzazione. Nel lungo periodo la situazione della comunità meiobentonica dovrebbe tuttavia evolvere positivamente; similmente a quanto osservato per la comunità macrobentonica che

ad un anno circa dalla conclusione delle operazioni di dragaggio sembra procedere verso una completa "recovery" (Ansaloni *et al*., 2004; Simonini *et al*., 2005).

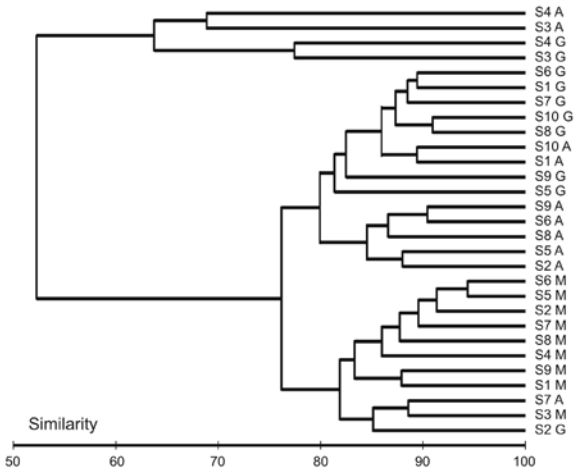


Fig. 3 - Risultato della cluster analysis eseguita sulla matrice di similarità di Bray-Curtis basata sulle abbondanze dei taxa principali rinvenute nei 10 siti investigati prima (M), durante (A) e dopo (G) le operazioni di dragaggio.

Dendrogram for hierarchical clustering (using group-average linking) of the 10 collecting sites, before (M), during(A) and after(G) the dredging operation, based on abundance of the major taxa and and Bray-Curtis similarities.

Le comunità meiobentoniche presenti nell'area di sabbie relitte al largo delle coste emiliano-romagnole appaiono costituite per la maggior parte da taxa tipici di sedimenti pelitici, mancando quasi del tutto i gruppi prettamente sabulicoli-interstiziali, come ad esempio i gastrotrichi di cui sono stati rinvenuti 3 soli esemplari, tutti nei campioni prelevati nel mese giugno nella sola stazione S5. Che la comunità meiobentonica dell'area indagata sia costituita da forme tipiche di sedimenti fangosi è confermato anche dalla studio tassonomico dei copepodi arpacticoidi rappresentati quasi esclusivamente da specie epibentiche (es. Ectinosomatidae, *Tachidium discipes*, *Longipedia coronata*) o infaunali (es. Diosaccidae, *Enhydrosoma propinquum*), mentre mancano quasi del tutto le forme interstiziali, con la sola probabile eccezione delle due specie appartenenti alla famiglia Paramesochridae: *Apodopsyllus* sp. e *Kliopsillus masryi* generalmente associati a sedimenti sabbiosi (Boxshall e Halsey, 2004).

La comunità di quest'area non pare quindi differenziarsi in modo sostanziale da quella generalmente associata ai sedimenti fangosi del comprensorio dell'Alto Adriatico. Parrebbe quindi esserci una contraddizione tra i risultati dell'analisi granulometrica, che indica i sedimenti dell'area indagata come sabbie fini (Ansaloni *et al*., 2004), ed il tipo di meiofauna che li popola. La contraddizione è però solo apparente, soprattutto se tiene conto: 1) della composizione e distribuzione delle diverse frazioni granulometriche del sedimento e 2) la percezione dell'ambiente da parte degli organismi, la cui scala è generalmente in funzione dalla loro taglia: microscopica nel caso degli animali della meiofauna (Sun *et al*., 1993). In

relazione al primo punto occorre sottolineare che la massa di sedimento sabbioso di quest'area è in realtà ricoperta da un sottilissimo strato (qualche millimetro) di sedimento molto più fine (come rilevato anche da una telecamere filoguidata). Una piccola quota di sedimento fine (minimo 5%) risulta inoltre frammisto alla maggioritaria (fino al 95%) componente sabbiosa e questa frazione, seppur minoritaria, è sufficiente a restringere ulteriormente, probabilmente fino ad occluderli completamente, gli stretti spazi tra i granelli di una sabbia già di per sé fine. Non deve stupire quindi se l'ambiente in questione, indicato alla nostra scala come di tipo sabbioso, sia percepito da un organismo meiobentonico in modo non dissimile da un tipico fondale fangoso dell'Alto Adriatico.

Ringraziamenti

Gli Autori desiderano ringraziare l'equipaggio delle m/n "Daphne II" ed il personale della Struttura Oceanografica Daphne di ARPA Emilia-Romagna.

Bibliografia

ANSALONI I., BARALDI E., MAURI M., MONTANARI G., PAGLIAI A.M., PRETI M., PREVEDELLI D., RINALDI A., SIMONINI R., TODARO M.A. (2004) - Effetti dell'estrazione di sabbie marine sulla comunità macrozoobentonica delle sabbie relitte dell'Adriatico settentrionale. In: Casagrandi R., Melià P. (eds), *Ecologia*. Atti XIII Congresso SITe (Como, 8-10 settembre 2003).

BOXSHALL G.A. ,HALSEY S.H. (2004) - *An introduction to copepod diversity*. The Ray Society, London: 996 pp.

CHANDLER G.T., FLEEGER J.W. (1983) - Meiofaunal colonization of azoic estuarine sediment in Louisiana: mechanisms of dispersal. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **69**: 175-188.

COLANGELO M.A., CECCHERELLI V.U. (1994) - Meiofaunal recolonization of azoic sediment in a Po Delta lagoon (Sacca di Goro). *Boll. Zool*., **61**: 335-342.

FRASCARI F. (a cura di) (2000) - PRISMA: un progetto contro il degrado ambientale del Mare Adriatico. *Ricerca e futuro*, **16**.

MAZZOLA A., MIRTO S., LA ROSA T., FABIANO M., DANOVARO R. (2000) - Fish-farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of meiofaunal recovery. *ICES J. Mar. Sci*., **57**: 1454-1461.

PFANNKUCHE O., THIEL H. (1988) - Sample processing. In: Higgins R.P., Thiel H. (eds), *Introduction to the study of meiofauna*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.: 134-145.

SARDÀ R., PINEDO S., GREMARE A., TABOADA S. (2000) - Changes in the dynamics of shallow sandy bottoms assemblages due to sand extractions in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES J. Mar. Sci*., **57**: 1446-1453.

SIMONINI R., ANSALONI I., BONVICINI PAGLIAI A.M., CAVALLINI F., IOTTI M., MAURI M., MONTANARI G., PRETI M., RINALDI A., PREVEDELLI D. (2005) - The effects of sand extraction on the macrobenthos of a relict sands area (northern Adriatic Sea): results 12 months post-extraction. *Mar. Pollut. Bull.,* **50**: 768-777.

SUN B., FLEEGER J.W., CARNEY R.S. (1993) - Sediment microtopography and the small-scale spatial distribution of meiofauna. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **167**: 73-90.

TODARO M.A., VIRNO-LAMBERTI C., PULCINI M., PELLEGRINI D., DE RANIERI S. (2002) - Meiofauna of a dredging disposal site. *Biol. Mar. Medit*., **9**: 647-650.

VAN DALFSEN J.A., ESSINK K., TOXVIG MADSEN H., BIRKLUND J., ROMERO J., MANZANERA M. (2000) - Differential responses of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the Western Mediterranean. *ICES J. Mar. Sci*., **57**: 1439-1445.

Lo studio ha beneficiato del contributo finanziario del MIUR, Progetto PRIN 2004 "Contributo della meiofauna alla biodiversità marina italiana", M.A. Todaro Co-PI.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 579-582

M. Gallo D'Addabbo, R. Sandulli, S. De Zio Grimaldi

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via E. Orabona, 4 - 70125 Bari, Ita1ia.
m.gallo@biologia.uniba.it

NOTES ON BIODIVERSITY OF MALDIVIAN TARDIGRADOFAUNA

NOTE SULLA BIODIVERSITÀ DELLA TARDIGRADOFAUNA MALDIVIANA

Abstract

The present study deals with the tardigradofauna of coralline subtidal sediments of some Maldivian atolls. Ten sandy sites were sampled within –58 m depth, including two caves. Results show a rather diverse meiofauna with harpacticoid copepods always dominant and nematodes as second taxon. Nematofauna, identified to the genus level, shows a very high diversity and evenness at all sites considered. No apparent effect of depth is evident in the structure of meiobenthic communities in the different sites sampled.

Key-words: *Tardigrada, Maldives Islands, biodiversity.*

Introduction

Data on Indian Ocean tardigrada are rather numerous and mainly concern Halechiniscidae, Stygarctidae and Batillipedidae, from coastal coralline sediments (Renaud–Debyser, 1965 a,b; Renaud-Mornant, 1975, 1979a,b, 1984, 1987; Grimaldi de Zio *et al*., 1987; de Zio Grimaldi *et al*., 1999). We report here tardigradofauna data exclusively collected from subtidal sediments along several coral reefs of the Maldivian Archipelago.

Materials and methods

Sediment samples for the study of tardigradofauna were collected by SCUBA diving from 11 sites during the April 2004 Scientific cruise "Albatros". Depths investigated ranged between –5 and –58 m along external reefs and in 2 caves of three atolls (North Male, North and South Ari).

Results and conclusions

All sediments were composed by moderately and poorly sorted medium and coarse coralline sands. Tardigradofauna represents overall 1% of total meiofauna (average abundance: 43 individuals/10 cm^2 ±8 SD). The highest density was recorded in the Bulha Lhohi cave (Site 8) with 168 individuals/10 cm^2. In the other sites, despite the relatively low density values, diversity and evenness ($1.53 \leq H' \leq 2.59$; $0.59 \leq J \leq 1$) were remarkably high (Fig. 1).

The list of tardigrada species is shown in Tab. 1. All the collected and identified specimens (288) belong to the four families of Neostygarctidae (1 species), Stygarctidae (1 species), Halechiniscidae (18 species) and Batillipedidae (2 species). The most diverse group is the Halechiniscidae, with *Halechiniscus greveni* Renaud-Mornant & Deroux, 1976, present in 9 sites out of 11, including the caves, that

represents about 20% of total tardigradofauna. Another common species, found in 7 sites out of 11, including caves, is *Dipodarctus subterraneus* (Renaud-Mornant, 1959). Florarctinae are confirmed as typical inhabitants of coralline sands with 4 species, one of which, *Florarctus hulingsi*, represents about 11% of total tardigradofauna. The presence of *F. cervinus* Renaud Mornant, 1987, *F. antillensis* van der Land, 1968, *F. hulingsi* Renaud-Mornant, 1976, *F. pulcher* de Zio Grimaldi *et al*., 1999, *Tanarctus gracilis* Renaud-Mornant, 1980, *T. velatus* Mc Kirdy *et al*., 1965, and *Tholoarctus natans* Kristensen & Renaud-Mornant, 1983, is particularly interesting since they are considered "semibenthic" (epibenthic organisms that can "float" in the water layer close to the sediment) by Kristensen & Renaud-Mornant (1983). Batillipedidae represent an important component of tardigradofauna, mainly with *Batillipes philippinensis* Chang & Rho, 1997 that is present in most of the sediment samples and with *B. pennaki* Marcus, 1946, a typically interstitial and cosmopolitan species. Finally, 10 specimens belonging to *Neostygarctus acanthophorus* Grimaldi de Zio *et al.,* 1982, and 4 specimens of *Parastygarctus renaudae* Grimaldi de Zio *et al*., 1987, were found.

Tab. 1 - Species of Tardigrada collected in the Maldivian sediments.
Specie di Tardigradi raccolte nei sedimenti maldiviani.

		South Male					South Ari				North Ari	
	Sites	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**
	Depth (m)	**41**	**6**	**5**	**37**	**9**	**15**	**58**	**23 cave**	**22 cave**	**37**	**19**
Family	**Species**											
Neostygarctidae	*Neostygarctus acanthophorus*	**2**		**4**	**1**						**3**	
Stygarctidae	*Parastygarctus renaudae*						**1**		**2**	**1**		
Halechiniscidae	*Archechiniscus minutus*			**2**								
	Dipodarctus anaholiensis		**3**		**1**							
	Dipodarctus subterraneus			**2**	**1**	**5**	**1**	**1**	**5**	**2**		
	Florarctus antillensis				**1**							
	Florarctus cervinus							**1**				
	Florarctus hulingsi					**18**	**1**	**3**	**5**	**2**		**3**
	Florarctus pulcher							**1**		**1**		
	Halechiniscus greveni	**10**	**10**	**13**	**16**	**3**			**2**	**1**	**1**	**1**
	Halechiniscus perfectus		**1**									
	Halechiniscus tuleari	**1**										
	Orzeliscus belopus					**1**						
	Raiarctus variabilis			**2**					**3**			**1**
	Styraconyx nanoqsunguac								**2**		**1**	**1**
	Styraconyx tyrrhenus		**2**									**1**
	Styraconyx qivitoq										**1**	
	Tanarctus gracilis								**38**	**1**		**1**
	Tanarctus velatus									**1**		
	Tholoarctus natans natans		**1**						**7**		**1**	
Batillipedidae	*Batillipes pennaki*					**1**	**1**				**1**	
	Batillipes philippinensis	**6**	**7**		**3**	**4**		**1**	**43**	**13**	**8**	**3**
Total individuals		**19**	**24**	**23**	**23**	**32**	**4**	**7**	**107**	**22**	**16**	**11**
Taxa n.		**4**	**6**	**5**	**6**	**6**	**4**	**5**	**9**	**8**	**7**	**7**
H'		**1,58**	**2,10**	**1,82**	**1,53**	**1,89**	**2,00**	**2,13**	**2,20**	**2,09**	**2,20**	**2,59**
J		**0,79**	**0,81**	**0,79**	**0,59**	**0,73**	**1,00**	**0,92**	**0,69**	**0,70**	**0,78**	**0,92**

Our study shows that six species represent the first record in the Indian Ocean: *Neostygarctus acanthophorus* Grimaldi de Zio *et al.*, 1982, *Archechiniscus minutus* Grimaldi de Zio & D'Addabbo Gallo, 1987, *Styraconyx tyrrhenus* D'Addabbo

Gallo *et al*., 1989, *T. velatus*, *F. cervinus* e *B. philippinensis*. In particular, the first three species are here recorded for the first time outside the Mediterranean Sea, while the remaining three were previously found only in the Pacific Ocean (Chang & Rho, 1997; Grimaldi de Zio et al., 1982; McKirdy *et al.* 1976; Renaud Mornant, 1987). Most of the remaining species show a wider distribution and were previously recorded in other non Maldivian areas of the Indian Ocean.

By comparing the reefs sites data with the two caves sites data, it is evident that in site 8 sample (cave at –23 m depth) the highest number of tardigrade species (9) and of individuals (107 equal to about 40%) were recorded, even though this last value is mainly attributable to only two species, *T. gracilis* (38 individuals) and *B. philippinensis* (43 individuals). In the other cave (site 9, –22 m depth) the number of species and individuals found was comparable to that recorded in the reefs samples.

Due to the scarcity of the number of tardigrades, the apparent different distribution of species in the studied samples is difficult to explain; nevertheless, the type of sediment seems to have an important role in determining the presence of both mesobenthic species, such as Batillipedidae and Halechiniscinae, and semibenthic species, such as some Halechiniscidae Florarctinae, Styraconyxinae and Tanarctinae.

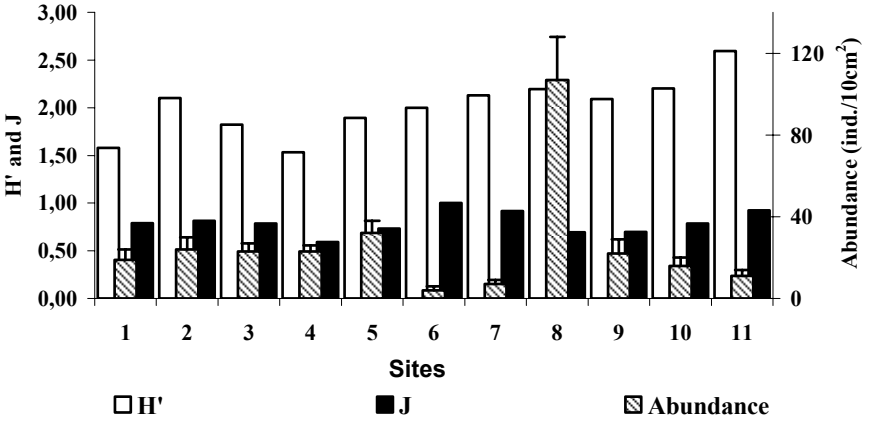


Fig. 1 - Abundance, diversity (H') and evenness (J) of Tardigradofauna in the study area.
Abbondanza, diversità (H') ed equitabilità (J) della tardigradofauna nell'area studiata.

References

CHANG C.Y., RHO H.S. (1997) - Two new marine Tardigrades of genus *Batillipes* (Heterotardigrada: Batillipedidae) from Korea. *Korean J. Syst. Zool.*, **13**: 93-102.

DE ZIO GRIMALDI S., LAMARCA A., D'ADDABBO GALLO M., PIETANZA R. (1999) - Florarctinae of Asdhu Island, Maldives, Indian Ocean (Tardigrada, Heterotardigrada). *Ital. J. Zool.*, **66**: 383-391.

GRIMALDI DE ZIO S., D'ADDABBO GALLO M., MORONE DE LUCIA M.R. (1982) - *Neostygarctus acanthophorus* n. gen. n. sp.: nuovo tardigrado marino del Mediterraneo. *Cah. Biol. Mar*., **23**: 319-323.

GRIMALDI DE ZIO S., D'ADDABBO GALLO M., MORONE DE LUCIA M.R., DADDABBO L. (1987) - Marine Arthrotardigrada and Echiniscoididae (Tardigrada: Heterotardigrada) from the Indian Ocean. *Boll. Zool.,* **4**: 347-357.

KRISTENSEN R.M., RENAUD-MORNANT J. (1983) - Existence d'Arthrotardigrades semibentiques de genres nouveaux de la sous famille des Styraconyxinae, subfam. nov. *Cah. Biol. Mar*., **24**: 337-354.

MCKIRDY D., SCHMIDT M., MCGYNTY BAYLY M. (1976) - Interstitielle Fauna von Galapagos. XVI. *Tardigrada. Mikrofauna Meeresbodens*, **58**: 1-43.

RENAUD-DEBYSER J. (1965a) - *Parastygarctus higginsi* n.g., n.sp., Tardigrade marin interstitiel de Madagascar. *C. R. Acad. Sci. Paris*, **260**: 955-957.

RENAUD-DEBYSER J. (1965b) - Étude sur un Stygarctidé (Tardigrada) nouveau de Madagascar. *Bull. Soc. Zool. France*, **90**: 31-38.

RENAUD-MORNANT J. (1975) - Deep sea Tardigrada from the "Meteor" Indian Ocean Expedition. *"Meteor" Forsh.-Ergebnisse.* Reid B, **21**: 54-61.

RENAUD-MORNANT J. (1979a) - Tardigrades marins de Madagascar I. Halechiniscidae et Batillipedidae. *Bull. Mus. natn. Hist. nat. Paris*, **1** (1): 257-277.

RENAUD-MORNANT J. (1979b) - Tardigrades marins de Madagascar II. Stygarctidae et Oreellidae. III. Considérations écologiques générales. *Bull. Mus. natn. Hist. nat. Paris*, **1** (2): 339-351.

RENAUD-MORNANT J. (1984) - Halechiniscidae (Heterotardigrada) de la campagne Benthedi, canal de Mozambique. *Bull. Mus. natn. Hist. nat. Paris*, **6** (1): 67-88.

RENAUD-MORNANT J. (1987) - Halechiniscidae nouveaux de sables coralliens tropicaux (Tardigrada, Arthrotardigrada). *Bull. Mus. natn. Hist. nat. Paris*, **9** (2): 353-373.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 583-587

M.C. Gambi, M. Cigliano, B. Iacono

Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "Anton Dohrn",
Villa Comunale - 80121 Napoli, Italia.
gambimc@szn.it

SEGNALAZIONE DI UN EVENTO DI MORTALITÀ DI GORGONACEI LUNGO LE COSTE DELLE ISOLE DI ISCHIA E PROCIDA (GOLFO DI NAPOLI, MAR TIRRENO)

RECORD OF A MASS MORTALITY EVENT OF GORGONARIANS ON THE COAST OF ISCHIA AND PROCIDA ISLANDS (GULF OF NAPLES, TYRRHENIAN SEA)

Abstract

A mass mortality event of Gorgonarians along the coast of Ischia and Procida (Gulf of Naples, Tyrrhenian Sea) was observed from October 2002 and was followed up to summer 2003. Two species were affected Paramuricea clavata *(at a single site of Pizzaco) and* Eunicella singularis *(at Solchiaro and Bell'ommo). For both species the most affected colonies were those distributed in the shallower part of each of the studied sites. The relatively limited extent of the event do not allow to exclude both local biotic factors, as well as a thermal anomaly during summer.*

Key-words*: Gorgonacea, mortality, distribution, temperature, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

Eventi di mortalità di massa transfiletici di organismi coloniali sessili si sono verificati nel Mar Ligure nel 1999, e sono stati considerati senza precedenti in Mediterraneo per la vasta area che hanno interessato, e le diverse specie coinvolte (Cerrano *et al*., 2000; Perez *et al.*, 2000; Garrabou *et al*., 2001). Tali eventi sono stati messi in relazione con chiare anomalie termiche, frequenti nel Mar Ligure (Astraldi *et al*., 1995; Bianchi, 1996; Romano *et al.*, 2000), ed in particolare con elevati valori estivi di temperatura che hanno provocato un abbassamento del termoclino fino a 50 m di profondità, ed una sua più duratura permanenza. Nel 2001 un altro episodio di mortalità ha coinvolto i gorgonacei dell'isola di Tavolara (Sardegna nord-occidentale) (Calvisi *et al.*, 2003), ma in quel caso non è stato possibile metterlo in relazione con pattern particolari di temperatura.

Anche se alcuni primi dati sembrano indicare che le popolazioni di gorgonacei coinvolti in questi fenomeni di mortalità di massa, si ristabiliscano con una certa rapidità (Sara *et al*., 2003, Cerrano *et al*., 2005), non di meno le implicazioni ecologiche di questi fenomeni possono essere non trascurabili. Viene pertanto segnalato un episodio di mortalità cospicua di gorgonacei rilevato ad ottobre 2002 in alcune aree costiere delle isole di Ischia e Procida (Golfo di Napoli), anche in considerazione del fatto che questo tipo di fenomeno non è stato mai segnalato prima in quest'area del Tirreno.

Materiali e metodi

Il fenomeno di mortalità è stato rilevato ad ottobre 2002 ed è stato seguito

con ispezioni e rilievi visivi in immersione fino all'estate del 2003 in tre siti delle isole di Procida ed Ischia: P.ta Pizzaco e P.ta Solchiaro (Procida) rappresentano due falesie rocciose che si estendono rispettivamente fino a 80 e 70 m di profondità; la secca del 'Bell'ommo 'e terra' (Ischia) è un banco roccioso esteso tra 16 e 30 m circa di profondità e caratterizzato anche da vaste macchie di *Posidonia oceanica* (Gambi *et al*., 2003). Tutti e tre i siti sono caratterizzati da *facies* di *E. singularis* da 15 a circa 22 m di profondità e da *facies* a *Paramuricea clavata* oltre i 26 m circa (Dappiano *et al.*, 2002; Gambi *et al*., 2003). In ciascun sito, nella fascia batimetrica in cui era rilevabile visivamente il fenomeno di mortalità, sono stati stabiliti tre transetti orizzontali della lunghezza di 20 m ciascuno: Pizzaco a 26, 30, 32 m; Solchiaro a 15, 18, 22 m; Bell'ommo a 18, 20, 22 m; seguendo la metodologia proposta da Cerrano *et al.* (2000). Nell'ambito di ciascun transetto sono stati individuati casualmente 6 quadrati di 1 m di lato, ed in ciascun quadrato sono state contate le gorgonie ed è stato stimato il danno di ciascuna colonia in termini di percentuale di tessuto con sclerasse denudato o con evidente epibiosi rispetto al totale della colonia stessa: colonie interamente vitali, danno fino al 25%, 50%, 75%, 99%, e colonie completamente morte. I dati sono stati poi sottoposti ad analisi della varianza a due vie per valutare le differenze tra transetti (profondità) e siti nell'entità del danno. Le comparazioni *post hoc* sono state effettuate con il test di Tukey.

Risultati e conclusioni

Le prime ispezioni visive e misure effettuate ad ottobre 2002, hanno messo in evidenza, in tutti e tre i siti prescelti, un livello di danno così esteso di alcune colonie, e di cospicua epibiosi, da suggerire che l'evento di mortalità di massa fosse sicuramente iniziato molto prima (luglio-agosto). I valori di densità delle colonie nei transetti e siti studiati è riportata in Tab. 1. Lungo la falesia di Pizzaco, la mortalità ha interessato la sola specie *Paramuricea clavata* il cui popolamento si sviluppa da 25 a oltre 40 m di profondità. Il 34% del totale delle gorgonie (media

Tab. 1 - Valori della densità (media e deviazione standard) delle colonie dei gorgonacei nei transetti e siti studiati.
Values of colony densities (means and s.d.) of the gorgonaceans in the transect and site studied.

siti/transetti di profondità	media	d.s.
Paramuricea clavata (Pizzaco, 26 m)	10,1	7,3
P. clavata (Pizzaco, 30 m)	5,4	3,9
P. clavata (Pizzaco, 32 m)	4,6	6,8
Eunicella singularis (Solchiaro, 15 m)	6	2,2
E. singularis (Solchiaro, 18 m)	7,6	1,8
E. singularis (Solchiaro, 22 m)	9,3	2,5
Eunicella singularis (Bell'ommo, 18 m)	11	11,4
E. singularis (Bell'ommo, 20 m)	6,3	6,1
E. singularis (Bell'ommo, 22 m)	6,2	2,8

20,6% nei tre transetti) non presentava danno alcuno, il 32% del totale mostrava tessuti danneggiati tra il 50% ed il 99%, mentre il 30% presentava tessuti completamente necrotizzati (Fig. 1a). L'incidenza del danno era significativamente maggiore nel transetto più superficiale a 26 m rispetto ai due più profondi (ANOVA, F=2,01; p=0,03).

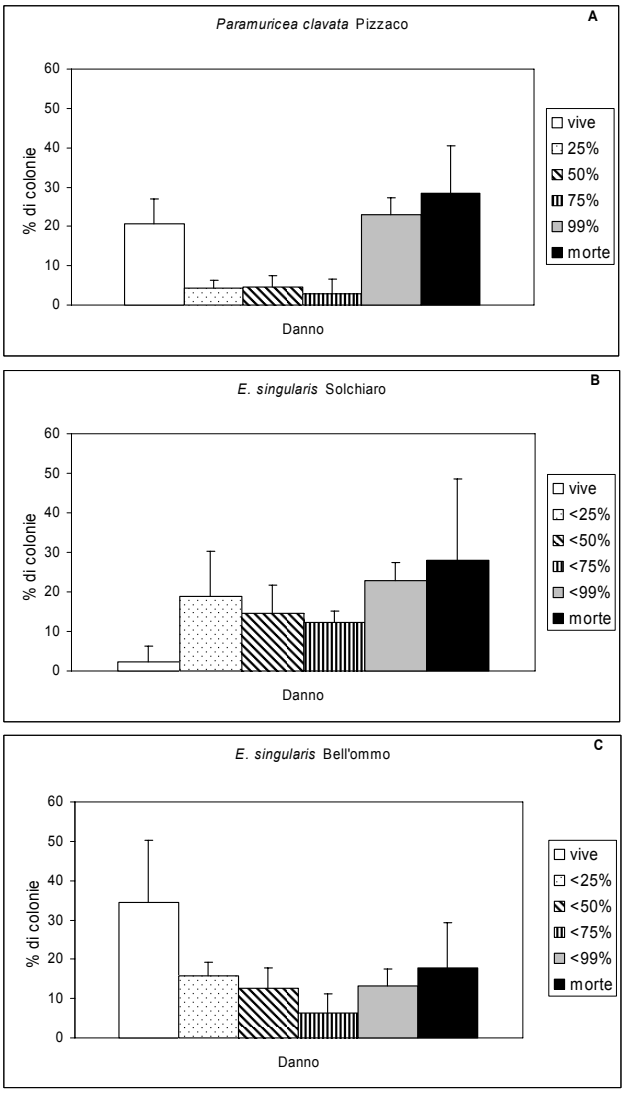


Fig. 1 - Percentuale del numero medio di gorgonie rispetto all'entità del danno nei tre transetti di ciascuno dei siti studiati: a) *P. clavata* a Pizzaco; b) *E. singularis* a Solchiaro; c) *E. singularis* al Bell'ommo; (le barre rappresentano le deviazioni standard).

Percentage of mean number of gorgonarian colonies in relation to the entity of the damage in each depth transect of the studied sites: a) P. clavata *at Pizzaco; b)* E. singularis *at Solchiaro; c)* E. singularis *at Bell'ommo; (bars represent standard deviations).*

Lungo la falesia di Solchiaro e alla secca del Bell'ommo la mortalità ha interessato invece la sola specie *Eunicella singularis* il cui popolamento si sviluppa tra 15 e 22 m di profondità circa. A Solchiaro il 53% del totale delle colonie presentava tessuti danneggiati tra il 50% ed il 99%, il 24% delle colonie mostrava tessuti completamente necrotizzati e solo il 3% (media 2,3% nei tre transetti) erano ancora intatte (Fig. 1b). Anche in questo sito è stato rilevato un danno significativamente maggiore nel transetto più superficiale (15 m) rispetto ai due più profondi ($F=1,99$; $p=0,04$). Sulla secca del Bell'ommo, i valori relativi al danno erano inferiori rispetto a Solchiaro con il 35% del totale delle colonie (media 34,3% nei tre transetti) ancora intatte, il 30% con tessuti danneggiati tra il 50% ed il 99%, e il 20% degli individui con tessuti completamente necrotizzati (Fig. 1c); non sono state rilevate differenze significative nell'incidenza del danno tra i transetti esaminati.

È degno di nota che in tutte le aree esaminate e per entrambe le specie interessate, la maggior parte delle colonie ancora interamente vitali erano rappresentate da esemplari di dimensioni relativamente piccole (inferiori a 20 cm di altezza). Ispezioni effettuate nello stesso periodo e su altre aree della zona di studio, interessate dalla presenza delle stesse specie di gorgonacei (secca del Pertuso e delle Formiche di Vivara, falesia di Sant'Angelo) non hanno fatto rilevare episodi analoghi di mortalità. I risultati riportati mettono in evidenza quindi il carattere puntiforme dell'evento di mortalità dei gorgonacei rilevato nelle isole di Ischia e Procida. Questo si è però manifestato nelle zone in cui queste specie erano più cospicue e distribuite più in superficie (Dappiano *et al.*, 2002; Gambi *et al.*, 2003).

Episodi analoghi di mortalità sulle stesse specie di gorgonie, ed estese anche ad *Eunicella cavolinii*, sono stati invece segnalati, nello stesso periodo, nella penisola Sorrentina e a P.ta Campanella (Sbrescia, 2004). L'analisi della distribuzione della temperatura nella colonna d'acqua in una stazione costiera del Golfo di Napoli (Ribera D'Alcalà *et al.*, dati inediti), mette in evidenza come nel 2002 sia rilevabile una maggiore permanenza del termoclino estivo, esteso con temperatura intorno a 23 °C tra 20 e 25 m circa di profondità, per tutto il mese di ottobre. Nelle isole Flegree un trend generale di riscaldamento superficiale delle acque e una notevole espansione dell'areale di diverse specie termofile (autoctone ed alloctone) è stato di recente documentato da Dappiano e Gambi (2004).

Oltre alla possibile anomalia termica (i cui effetti puntiformi sono però difficilmente spiegabili), non si possono escludere anche fattori biotici selettivi (e.g., agenti patogeni, età delle colonie).

Ringraziamenti

Si ringraziano il Cap. Vincenzo Rando per il supporto a mare e Marco Dappiano, Maurizio Lorenti e Francesco Paolo Patti per il supporto nei rilievi subacquei di alcuni transetti.

Bibliografia

ASTRALDI M., BIANCHI C.N., GASPARINI G.P., MORRI C. (1995) - Climatic fluctuations, current variability and marine species distribution: a case study in the Ligurian Sea (north western Mediterranean). *Oceanol. Acta*, **18** (2): 139-149.

BIANCHI C.N. (1996) - Climate change and biological response in the marine benthos. In: M. Piccazzo (ed), *Atti 12° Congresso Associazione Italiana Oceanologia e Limnologia. AIOL*, Genova, **1**: 3-20.

CALVISI G. TRAINITO E., PAIS M., FRANCI G., SCHIAPARELLI S. (2003) - Prima segnalazione di un evento di mortalità di Gorgonacei lungo la costa dell'isola di Tavolara (Sardegna settentrionale). *Biol. Mar. Medit.*, **10** (2): 506-508.

CERRANO C., BAVESTRELLO G., BIANCHI C.N., CATTANEO-VIETTI R., BAVA S., MORGANTI C., MORRI C., PICCO P., SARA G., SCHIAPARELLI S., SICCARDI A., SPONGA F. (2000) - A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North western Mediterranean), summer 1999. *Ecol. Letters,* **3**: 284-293.

CERRANO C., ARILLO A., AZZINI F., CALCINAI B., CASTELLANO L., MUTI C., VALISANO L., ZEGA G., BAVESTRELLO G. (2005) – Gorgonian population recovery after a mass mortality event. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst*., **15**: 147-157.

DAPPIANO M., IACONO B., GAMBI M.C. (2002) - Biocoenotic characterization and new records of benthic organisms in the Phlaegrean islands (Ischia, Procida and Vivara, Gulf of Naples) by means of visual census. *Biol. Mar. Medit.*, **9** (1): 518-524.

DAPPIANO M., GAMBI M.C. (2004) - New data on occurrence of thermophile scleractinia (Cnidaria, Anthozoa) in the Phlaegrean islands (Ischia, Procida, Vivara- Gulf of Naples), with special attention to *Astroides calycularis*. In: Marine Biogeography of the Mediterranean Sea: selected topics. *Biogeographia*, **25**: 31-46.

GAMBI M.C., DAPPIANO M., LANERA P., IACONO B. (2003) - Biodiversità e bionomia dei popolamenti bentonici dei fondi duri delle isole Flegree: analisi di diverse metodologie di studio. In: Gambi M.C., De Lauro M., Jannuzzi F. (eds), Ambiente marino costiero e territorio delle isole Flegree (Ischia Procida Vivara - Golfo di Napoli). Risultati di uno studio multidisciplinare. *Acc. Scie. Lett. Arti, Napoli, Mem. Acc. Sci. Fis. Matem*., **5**: 133-161.

GARRABOU J., PEREZ T., SARTORETTO S., HARMELIN J.-G. (2001) - Mass mortality event in red coral *Corallium rubrum* populations in the Provence region (France, NW Mediterranean). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **217**: 263-272.

PEREZ T., GARRABOU J., SARTORETTO S., HARMELIN J.-G., FRANCOUR P., VACELET J. (2000) - Mortalité massive d'invertébrés marins: un événement sans précèdent en Méditerranée nord-occidentale. *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie*, **323**: 853-865.

ROMANO J.C., BENSOUSSAN N., YOUNES W.A.N., ARLHAC D. (2000) - Anomalie thermique dans l'eaux du golfe de Marseille durant l'été 1999. Une explication partielle de la mortalité d'invertébrés fixés? *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie*, **323**: 415-427.

SARA G., GASPARINI G.P., MORRI C., BIANCHI C.N., CINELLI F. (2003) - Reclutamento di gorgonie dopo un episodio di moria di massa in Mar Ligure orientale. *Biol. Mar. Medit.*, **10** (2): 176-182.

SBRESCIA L. (2004) - Moria di gorgonie nell'area marina protetta di Punta Campanella: aspetti ecologici. Università degli Studi di Napoli 'Parthenope': 89 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 588-590

P. Gianguzza, B. Zava*, C. Bonaviri, G. Monteverde, A. Palmeri, S. Riggio

Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Palermo,
Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.
pgiangu@unipa.it
*Wilderness – Studi ambientali, Palermo, Italia.

NOTES ON THE FISH ASSEMBLAGES IN THE AREAS INVADED BY *CAULERPA* SPP. (ULVOPHYCEAE, CHLOROPHYTA) ALONG THE SICILIAN COASTS

NOTE SUI POPOLAMENTI ITTICI PRESENTI NEI CAULERPETI DELLE ACQUE SICILIANE

Abstract

An evaluation of the coastal fish assemblages present in Sicilian waters colonized by the alien Caulerpa taxifolia*,* C. racemosa *and the authoctonous* C. prolifera *was carried out in late summer 2004. A total of 28 species, representing 8 families, for a total of 1298 individuals, were recorded. Results demonstrated that the fish assemblage of the location colonized by* C. taxfiolia *significantly differed from those covered by* C. racemosa *and* C. prolifera*.*

Key-words*: introduced species, Mediterranean Sea, soft bottom.*

Introduction

Studies on Mediterranean algal invasions showed that *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh and *C. racemosa* (Forsskål) J. Agardh are a threat to local seagrass and seaweed stands (Meinesz *et al.*, 2001; Piazzi *et al.*, 2001). In colonized areas these species tend to constitute monospecific beds inducing a persistent decrease in mean species richness, density and biomass of the inhabiting motile invertebrates (Bellan-Santini *et al.*, 1996) and fish assemblages (Harmelin-Vivien *et al.*, 1999). An evaluation of the coastal fish assemblages present in three Sicilian areas colonized separately by the alloctonous *C. taxifolia*, *C. racemosa* and the authoctonous *C prolifera* (Forskål) Lamouroux was carried out in the summer 2004 at Favignana Island, Province of Trapani (Western Sicily), Balestrate and Casteldaccia, Province of Palermo (NW Sicily) respectively. This study investigated whether fish assemblages present on alien *Caulerpa* beds were characterized by a lower species richness than that of the autochthonous *C. prolifera*. The impacts of *C. racemosa* and *C. taxifolia* beds on fish assemblages have been studied using unique, separate beds from a broad sampling area because of their different distribution along the Sicilian coasts. There are several areas colonized by *C. racemosa*, very few by *C. prolifera* and only two by *C. taxifolia* (Gianguzza, unpublished data) in Sicilian waters and to date, there are no reports of interspersed beds of alien and native species of *Caulerpa*.

Materials and methods

Data on the fish assemblages were recorded by underwater visual censuses along 25 m × 5 m transects (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985) in June, July and August 2004.

At each of the three above mentioned locations we performed three censuses, at 3-5 m depth range, for a total of 27 underwater surveys. These locations consisted of a soft bottom covered mainly by a continuous meadow of *Caulerpa* spp. (average of upright fronds ± standard deviation 450 ± 130 m^{-2}) with patches of *Posidonia oceanica* (L.). Data were analysed by non-metric multidimensional scaling (nMDS), using Bray-Curtis distance index on untransformed data. We used analysis of similarity (ANOSIM) to examine differences among *Caulerpa* beds in each of the three sampling times (PRIMER, 6.1, Plymouth Marine Laboratory).

Results

A total of 28 fish species, representing 8 families, for a total of 1298 individuals, were recorded. The most frequent species at all locations were *Coris julis* (Linneo 1758) (14±2.3 SE), *Symphodus tinca* (Linneo 1758) (7.3±1.8 SE), *Oblada melanura* (Linneo 1758) (5.7±3.6 SE), *Diplodus vulgaris* (E. Geoffroy St. Hilaire 1817) (4.6±0.6 SE) e *Diplodus sargus* (Linneo 1758) (4.0±0.49 SE). Species richness and eveness were not conspicuously high at any *Caulerpa* bed, but the fish assemblage observed in June on *C. taxifolia* showed the highest diversity and evenness values, 2.08 and 0.90 respectively, than in those collected on *C. racemosa* and C. *prolifera.* The nMDS ordination (Fig. 1) showed that fish assemblages present on *C. taxifolia*, *C. racemosa* and *C. prolifera* constituted two distinct groups. According to ANOSIM test, the fish assemblage of the site colonized by *C. taxifolia* significantly differed from those covered by *C. racemosa* and *C. prolifera* (Global R= 0.6, significance level %=0.1; pairwise tests: *C. tax* vs *C. prol* **; *C. tax* vs *C. rac* ** and *C. rac* vs *C. prol**).

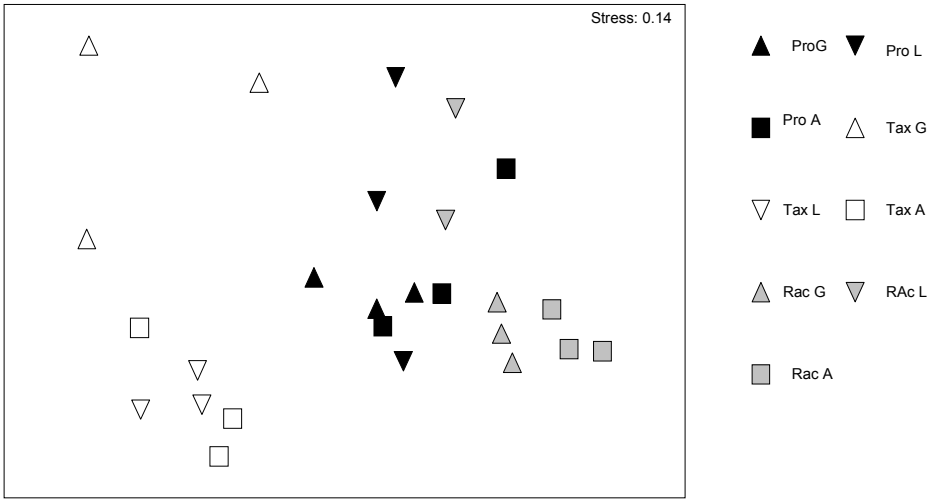


Fig. 1 - nMDS ordination of fish assemblages from the locations affected by *C. prolifera* (Pro), *C. taxifolia* (Tax) and *C. racemosa* (Rac) sampled in June (G), July (L) and August (A) 2004.

Ordinamento nMDS dei popolamenti ittici presenti nelle tre località colonizzate da C. prolifera *(Pro),* C. taxifolia *(Tax) e* C. racemosa *(Rac) campionate a giugno (G), luglio (L) ed agosto (A) 2004.*

Conclusions

The general trend in the results is not in accordance with the study hypothesis: fish assemblage predominant in the alien *C. taxifolia* meadow appears to be qualitatively and quantitatively richer than the one in *C. prolifera.* The invasion of *C. taxifolia* seems to have impacted the coastal fish assemblages of Sicilian *Caulerpa* systems and increased local biodiversity. However, we wish to point out that we could not collect samples in more than one bed for each species due to the actual distribution of the three *Caulerpa* spp. in Sicily. Therefore the results are not conclusive and the above mentioned differences in fish assemblages might be due not only to a different algal species coverage, but also to the natural variability of locations.

Acknowledgements

The authors are indebted to Julie-Anne Buck for revising the English text.

References

BELLAN-SANTINI D., ARNAUD P., BELLAN G., VERLAQUE M. (1996) - The influence of the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia*, on the biodiversity of the Mediterranean marine biota. *J. Mar. Biol. Assoc. UK,* **76**: 235–237.

HARMELIN-VIVIEN M., FRANCOUR P., HARMELIN J.G. (1999) - Impact of *Caulerpa taxifolia* on Mediterranean fish assemblages: a six year study. In: *Proceedings of the Workshop on Invasive* Caulerpa *in the Mediterranean.* UNEP, Athens. MAP Technical Reports Series, **125**: 127–138.

HARMELIN-VIVIEN M.L., HARMELIN J.G., CHAUVET C., DUVAL C., GALZIN R., LEJEUNE P., BARNABE V., BLANC F., CHEVALIER R., DUCLERC J., LASSERRE G. (1985) - Evaluation des peuplements et populations de poissons: methodes et problemes. *Revue Ecologie (Terre Vie),* **40**: 467–539.

MEINESZ A., BELSHER T., THIBAUT T., ANTOLIC B., BEN MUSTAPHA K., BOUDOURESQUE C.F., CHIAVERINI D., CINELLI F., COTTALORDA J.M., DJELLOULI A., EL ABED A., ORESTANO C., GRAU A.M., IVESA L., JAKLIN A., LANGAR H., MASSUTI-PASCUAL E., PEIRANO A., TUNESI A., DE VAUGELAS J., ZAVODNIK N., ZULJEVIC A. (2001) - The introduced green alga *Caulerpa taxifolia* continues to spread in the Mediterranean. *Biol. Inv.,* **3**: 201–210.

PIAZZI L., BALATA D., CECCHERELLI G., CINELLI F. (2001) - Comparative study of the growth of the two cooccurring introduced green algae *Caulerpa taxifolia* and *Caulerpa racemosa* along the Tuscan coast (Italy, western Mediterranean). *Cryptogamie Algol.,* **22**: 459–466.

This study was funded by the M.A.T.T. (Ministero dell'Ambiente e Difesa del Territorio) research project to GRE (Gruppi Ricerca Ecologica) and by ex-60% Prof. S. Riggio.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 591-592

P. Gianguzza, B. Zava*, C. Bonaviri, G. Monteverde, A. Palmeri, S. Riggio

Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Palermo,
Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.
pgiangu@unipa.it
*Wilderness – Studi ambientali, Palermo, Italia.

FIRST RECORD OF *CAULERPA TAXIFOLIA* (CAULERPALES, ULVOPHYCEAE) IN THE WESTERN SICILIAN WATERS (ITALY)

PRIMA SEGNALAZIONE DI CAULERPA TAXIFOLIA *(CAULERPALES, ULVOPHYCEAE) PER LE ACQUE DELLA SICILIA OCCIDENTALE*

Abstract

We report the first in situ observations of the invasive Caulerpa taxifolia *in western Sicilian waters along the coasts of Favignana Island, at Bue Marino inlet. The settlement of* C. taxifolia *covers a surface area of 1.5 ha at depths of between 6 and 22 m and it has colonized soft bottoms covered by* Posidonia oceanica, Cymodocea nodosa *and* Caulerpa racemosa*. Dense clusters of* C. taxifolia*, with up to 85% bottom cover in the middle of the bed and 25% cover at the peripheries, indicate that this is an expanding settlement and future work is needed to investigate temporal fluctuations of this alien species.*

Key-words: Caulerpa taxifolia*, alien species, Mediterranean Sea.*

Introduction

Caulerpa taxifolia (Vahl) C. Agardh is considered one of the major ecological threats to native marine biodiversity owing to its vegetative growth and population persistence (Meinesz *et al.,* 1995). In April 2004 the invasive strain of *C. taxifolia* was identified for the first time in Western Sicilian waters along the coasts of Favignana Island, at the Bue Marino inlet (37°55'02''N; 12°22'13''E). The present paper provides qualitative data on the colonization level of this new *C. taxifolia* station located in the take zone C of the marine protected area (MPA) of "Egadi Islands", where a healthy Posidonia bed is dominating.

Materials and methods

Field mapping of *C. taxifolia* was undertaken using the method of Vaugelas *et al*. (1999). The length of coastline along which *C. taxifolia* can be observed, and the surface area colonized were estimated by underwater visual censuses along 100 m × 10 m transects parallel to the shoreline (n=20) at 3, 6 and 18 m depth respectively. Furthermore, to characterize the *C. taxifolia* canopy we counted the number of upright primary fronds present in 25×25 cm quadrates (n=50) haphazardly tossed into the vegetated area. The presence of other vegetation (seagrass or other algae) or other relevant features were also noted. Field surveys were carried out on 25-26 June, 28-29 July and 25-26 August 2004.

Results

The new settlement of *C. taxifolia* affected approximately a coastline surface equal to 1.5 ha and the depth range of the infestations was 6-22 m. The tropi-

cal green seaweed spread over soft bottoms covered by *Posidonia oceanica* (L.), *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers and *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh. At a depth of 18-20 m we found 8 large, densely populated patches (>20 m diameter with average of upright fronds ± standard deviation 569±145 m^{-2}) and several smaller, sparsely populated patches (<0.4 m diameter with average of upright fronds ± standard deviation 198±45 m^{-2}) of *C. taxifolia*. Specifically, the dense patches, with up to 85% bottom cover, were in the middle of the soft bottoms, whereas the sparse patches of *C. taxifolia*, with up to 25% cover, were present at the outer boundaries.

Conclusions

To date, apart from the strains of *C. taxifolia* present in the Straits of Messina (Fradà Orestano *et al.*, 1994; Profeta *et al*., 2004) no records of this species have been reported along the Sicilian coasts. So we can reasonably suppose that this new *C. taxifolia* finding is a consequence of secondary anthropogenic introduction. Our results showed that the new colony is expanding its range and according to the scheme of Vaugelas *et al*. (1999) the Bue Marino station is consistent with a second level of colonization, a level characterized by a rapid expansion. Monitoring *C. taxifolia* in this new location, localized into the MPA of "Egadi Islands", is necessary in order to follow its progression along the Sicilian coasts.

Acknowledgements

The authors are indebted to Julie-Anne Buck for revising the English text.

References

FRADÀ ORESTANO C., CALVO S., FERRERI B.M. (1994) - First record of *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh in Southwestern Mediterranean. *Gior. Bot. Ital.,* **128**: 813–815.

MEINESZ A., BENICHOU J., BLACHIER J., KOMATSU T., LEME´E R., MOLENAAR H., MARI X. (1995) - Variations in the structure, morphology and biomass of *Caulerpa taxifolia* in the Mediterranean. *Bot. Mar.,* **38**: 499–508.

PROFETA A., BONANNO A., GIACOBBE S., MANGANARO A., POTOSCHI A. JR, SPANÒ N., TRISCARI C. (2004) - Diffusione di macrofite alloctone nello stretto di Messina: il caso di *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh, *Caulerpa racemosa* (Forsskal) AG., *Halophila stipulacea* (Forsk.) Asch. *Biol. Mar. Medit.,* **11**: 465-467.

VAUGELAS J., MEINESZ A., ANTOLIC B., BALLESTREROS E., BELSHER T., CASSAR N., CECCHERELLI G., CINELLI F., COTTALORDA J.M. ORESTANO C., GRAU A.M., JAKLIN A., MORUCCI C., RELINI M., SANDULLI R., SPAN A., TRIPALDI., VAN KLAVEREN P., ZAVODNIK N., ZULJEVIC A. (1999) - Standardization proposal for the mapping of *Caulerpa taxifolia* expansion in the Meiterranean Sea. *Oceanol. Acta,* **22**: 85-94.

This study was funded by the M.A.T.T. (Ministero dell'Ambiente e Difesa del Territorio) research project to GRE (Gruppi Ricerca Ecologica).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 593-596

B. La Porta, P. La Valle, C. Chimenz Gusso*

ICRAM – Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare,
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
blaporta@libero.it
*Dip. B.A.U., Università "La Sapienza" di Roma, Italia.

SABELLARIA ALVEOLATA (L.) (POLYCHAETA SABELLARIIDAE): LA SELEZIONE DEI GRANULI DI SEDIMENTO PER LA COSTRUZIONE DEI TUBI

SABELLARIA ALVEOLATA *(L.) (POLYCHAETA SABELLARIIDAE): SELECTION OF GRAINS SIZE FOR TUBE BUILDING*

Abstract

This study investigates three Sabellaria alveolata *(Annelida Polychaeta) populations along Latium coast. Granulometric analysis of sediments and tubes show a selection of grains size to build sabellarian tubes. The results indicate the relation between tube grains size and the age of polychaetes.*

Key-words: Sabellaria alveolata *reef, polychaetes, Tyrrhenian Sea, grain size.*

Introduzione

Sabellaria alveolata (Linnaeus, 1767) è un polichete che vive in tubi costituiti da granuli di sabbia, gusci di foraminiferi e frammenti di bivalvi, che costruisce mediante l'organo costruttore, le cui dimensioni sono proporzionali all'età del polichete. È una specie gregaria in grado di formare estese biocostruzioni (Gruet, 1982). In questo lavoro vengono studiate alcune biocostruzioni a *S. alveolata* delle coste laziali; viene analizzata la granulometria dei tubi e quella del sedimento del fondale e viene messa in relazione l'età del polichete con la dimensione dei granuli utilizzati per i tubi.

Materiali e metodi

Le biocostruzioni a *S. alveolata* sono situate a Punta della Quaglia (Viterbo), Tor Caldara (Latina) e Torre Paola (Latina) (Fig. 1), tra 1 e 2,5 m di profondità (Nicoletti *et al*., 2001). In ciascuna delle tre stazioni, denominate rispettivamente PQ, TC, TP, nel 2000 sono stati prelevati 2 dm^3 di biocostruzione e 0,5 dm^3 di sedimento alla base delle biocostruzioni stesse. Sono state eseguite analisi granulometriche e mineralogiche sia dei sedimenti sia dei tubi. Le frazioni di sedimento ottenute sono state suddivise in classi granulometriche secondo Wentworth. E' stato misurato il diametro maggiore (L) della corona opercolare di *S. alveolata* (parametro biometrico proporzionale alla taglia e all'età del polichete) di 100 esemplari per ogni biocostruzione. Le classi di età delle popolazioni sono state individuate utilizzando il metodo di Bhattacharya (1967) e quello di Petersen (Ricker, 1968).

Risultati

I sedimenti alla base delle biocostruzioni, pur presentando la stessa classe modale (moda=2), mostrano distribuzioni granulometriche differenziate. A PQ il

sedimento è costituito da sabbia media e fine e una bassa percentuale di materiale grossolano; a TC prevalentemente da sabbia media e basse percentuali sia

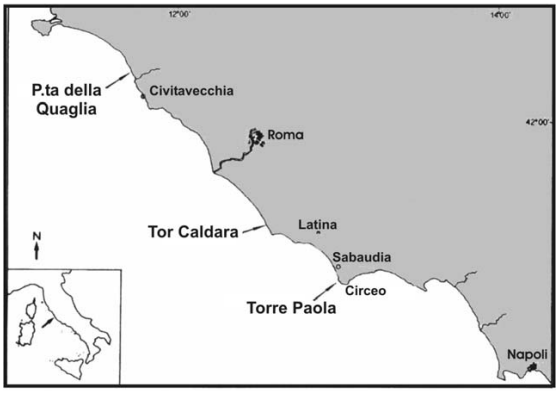


Fig. 1 - Aree di studio.
Study areas.

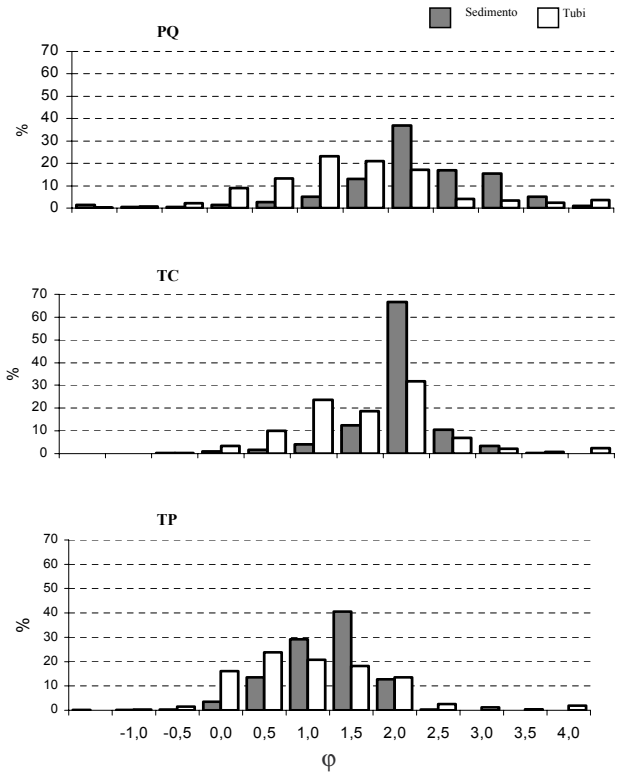


Fig. 2 - Distribuzioni granulometriche dei sedimenti del fondo e dei tubi di *Sabellaria* nelle stazioni esaminate.
Granulometric distributions of sea bed and Sabellaria *tube sediments in the investigated stations.*

fini che grossolane; a TP, infine, da sabbia media e grossolana e la frazione fine è quasi assente (Fig. 2). Riguardo la costituzione mineralogica, a PQ predomina la componente calcarea, a TC e TP quella silicea. In tutte le stazioni le frazioni granulometriche più frequenti del sedimento che costituisce i tubi corrispondono alle sabbie medie e grossolane, con mode comprese tra 0,5 e 2 phi (Fig. 2). La composizione mineralogica dei tubi è analoga a quella del sedimento presente alla base delle biocostruzioni mentre la frazione organogena risulta maggiore nei tubi. L'analisi delle classi di età evidenzia che a PQ la popolazione è costituita principalmente da individui di età 1+ e 2+ e da una discreta frazione 0+, a TC di età 0+ e 1+ e infine a TP quasi esclusivamente 1+ e 2+ (Tab. 1).

Tab. 1 - Età e frequenza degli individui di *Sabellaria alveolata* nelle stazioni esaminate.
Age (in months) and frequency of Sabellaria alveolata *individuals in the investigated stations.*

Età	Mesi	PQ	TC	TP
0+	≤ 11 mesi	17	43	1
1+	12 - 23 mesi	24	54	46
2+	24 - 35 mesi	50	3	51
3+	36 - 47 mesi	5	-	1
4+	48 - 59 mesi	4	-	-
5+	60 -71 mesi	-	-	1

Conclusioni

I risultati ottenuti mostrano che, in tutte le stazioni, i sedimenti dei tubi e quelli del fondale presentano distribuzioni granulometriche differenziate e che la componente organogena è più elevata nel sedimento dei tubi. Risulta, pertanto, che il polichete, per la costruzione del tubo, seleziona, mediante l'organo costruttore, i granuli solo in base alle dimensioni e alla forma, preferendo la componente organogena che viene messa più facilmente in sospensione dal moto ondoso e che a parità di dimensioni presenta un peso specifico minore, con dispendi energetici più ridotti per gli animali; tutto ciò è in accordo con quanto riportato da altri Autori (Giordani Soika, 1956; Taramelli Rivosecchi, 1961; Volvelle, 1971; Gruet e Bouder, 1994; Delbono *et al*., 2003). La grandezza dell'organo costruttore, proporzionale alla dimensione del polichete e quindi alla sua età (Volvelle, 1965) determina la scelta dei granuli. Questo è ben evidenziato dall'analisi dalle classi di età dei policheti. Infatti, le popolazioni esaminate sono costituite principalmente da individui adulti (età 1+ e 2+) e questo è in accordo con le dimensioni granulometriche più frequenti nei tubi. Inoltre, la presenza di individui giovani (età 0+) a PQ e a TC, determina la presenza di granuli di dimensioni minori rinvenuti in queste stazioni.

Bibliografia

BHATTACHARYA C.G. (1967) - A simple method of resolution of a distribution into gaussian component. *Biometrics*, **23** (1): 115-135.

DELBONO I., BIANCHI C. N., MORRI C. (2003) - Le biocostruzioni di *Sabellaria alveolata* come indicatori ambientali: area costiera fra Chiavari e Sestri Levante. In Ferretti O., Studi per la creazione di strumenti di gestione costiera. Golfo del Tigullio, edizione ENEA S.Teresa Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia.

GRUET Y., BOUDER Y. (1994) - Sélection des grains de sable selon leur nature et leur forme par *Sabellaria alveolata* (Linné) (polychète Sabellariide) lors de la reconstruction expérimentale de son tube. *Mém. Mus. Nat. Hist. Nat.*, **162**: 425-432.

GIORDANI SOIKA A. (1956) - Scogliera pseudocorallina intercotidale di *Sabellaria alveolata* (L.) nelle coste del Lazio (Ann. Polych.). *Boll. Mus. Civ. Venezia*, **9**: 11-25.

GRUET Y. (1982) - Recherches sur l'ecologie des «recifs» d'hermelles edifiés par l'annelidae polychète *Sabellaria alveolata* (Linné). Thèse doctorat d'etat, Université de Nantes: 234 pp.

GRUET Y. (1984) - Granulometric evolution of the sand tube in relation to growth of the polychaete annelid *Sabellaria alveolata* (Linné) (Sabellariidae). *Ophelia*, **23** (2): 181-193.

NICOLETTI L., LATTANZI L., LA PORTA B., LA VALLE P., GAMBI M.C., TOMASSETTI P., TUCCI P., CHIMENZ GUSSO C. (2001) - Biocostruzioni a *Sabellaria* delle coste del Lazio (Tirreno centrale). *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 252-258.

RICKER W.E. (1968) - *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. 1 Ed. Blackwell Scientific Publication, Oxford and Edinburgh: 313 pp.

TARAMELLI RIVOSECCHI E. (1961) - Osservazioni sulle biocenosi del banco a *Sabellaria* di Lavinio. *Rend. Accad. Naz. XL, s.* IV, **12**: 1-11.

VOLVELLE J. (1971) - Seléction des grains du tube chez les Amphictenidae (polychètes sédentaires). Cah. *Biol. Mar.*, **12**: 365-380.

VOLVELLE J. (1965) - Le tube de *Sabellaria alveolata* (L.). Annélide Polychète Hermellidae et son ciment. Etude écologique, expérimentale, histologique et histochimique. *Arch. Zool. Exp. Gen.*, **106**: 1-187.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 597-600

M. Lorenti, J. Lassauque, F. Mattera, M.C. Buia

Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica 'A. Dohrn' di Napoli,
Punta S. Pietro - 80077 Ischia (NA), Italia.
mlorenti@szn.it

PHOTOSYNTHETIC ACTIVITY OF *POSIDONIA OCEANICA* DURING A DIURNAL CYCLE OF IRRADIANCE

ATTIVITÀ FOTOSINTETICA DI POSIDONIA OCEANICA *NEL CORSO DI UN CICLO DIURNO DI IRRADIANZA*

Abstract

Irradiance-related variables (ETR_{max}, maximum electron transport rate; E_k, saturation irradiance) and quantum efficiency (F_v/F_m, optimum quantum yield) were assessed in a shallow population of the seagrass Posidonia oceanica *(Monocotyledones, Potamogetonaceae) off the island of Ischia (Tyrrhenian sea) during a diurnal cycle of daylight. PAM (pulse amplitude modulated) fluorometry afforded the measurements of photosynthetic properties to be performed in situ on intact plants. Values of ETR_{max} and E_k fundamentally followed the irradiance trend with no signs of decreasing around midday, when light levels were highest. This result, coupled with the lack of a significant variation in F_v/F_m values during the day, reveals the sun-acclimated character of the studied population.*

Key-words. Posidonia oceanica, *sea grass, photosynthesis, PAM fluorometry.*

Introduction

Seagrass species and populations within one species may significantly differ in their acclimative response to the diurnal variation of daylight (Silva and Santos, 2003), especially when high levels of irradiance occur. During the day, populations of the Mediterranean endemic seagrass *Posidonia oceanica* growing at shallow depths are exposed to levels of ambient light largely exceeding photosynthesis-saturating values for a long period of time.

We investigated the evolution on a diurnal basis of both the photosynthesis-irradiance (P-E) relationships and the optimum quantum yield (F_v/F_m) in a shallow population of *P. oceanica*, using *in situ* pulse amplitude modulated (PAM) fluorometry. This technique, the use of which in seagrass research dates back to less than 10 years, measures the photosynthetic performance of plants based on variation in chlorophyll fluorescence levels (Beer *et al*., 2001). Although debated as to its correct use (Hanelt *et al*., 2003), PAM fluorometry allows for measurements of macrophyte photosynthetic activity to be performed in relatively short time and in selected parts of intact plants. This is a clear advantage with respect to traditional gas exchange techniques, especially when photosynthetic properties must be investigated at small spatial and temporal scales.

Materials and methods

Measurements were carried out in a shallow (–3 m) stand of *P. oceanica* off the island of Ischia (Gulf of Naples, Italy) in May 2003, using a Diving-PAM fluorometer (Walz, Effeltrich, Germany) operated by SCUBA divers. The sam-

pling design involved 3 independent replicate measurements of P-E curves and of F_v/F_m, respectively, at 3-hours intervals from sunrise to sunset. The photosynthetic response of the mid portion of the 2nd intermediate leaf was taken as representative of the whole *P. oceanica* shoot performance. Values of ambient PAR were simultaneously recorded by means of a spherical quantum sensor (LI-COR, Lincoln, U.S.A.). Curve parameters (E_k, photosynthesis-saturating irradiance; ETR_{max}, maximum rate of electron transport) were calculated applying an exponential function.

Results and conclusions

PAR irradiance at the *P. oceanica* canopy top (Fig. 1) attained values as high as 600 to 1000 μmol photons m^{-2} sec^{-1} in the central hours of the day, while values much higher than those recognized as saturating *P. oceanica* photosynthesis (Lorenti *et al.*, 1995) occurred for the most part of the photoperiod. An

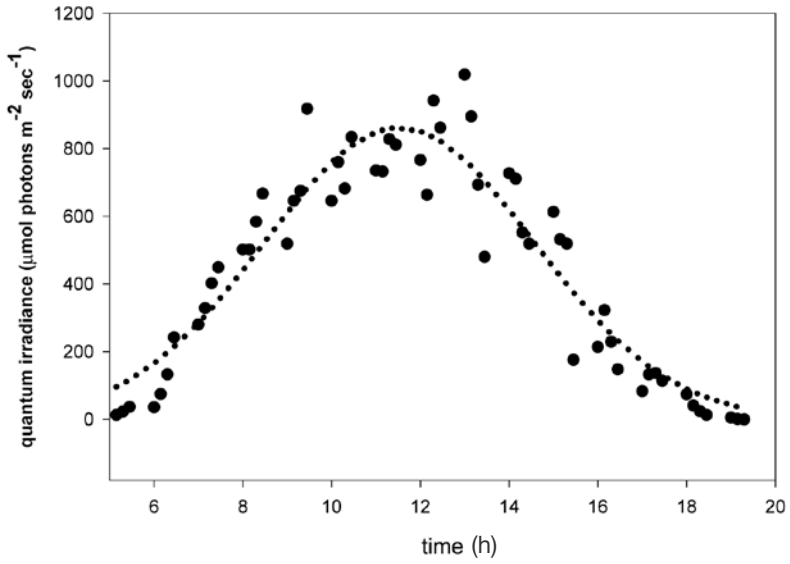


Fig. 1 - Diurnal trend of ambient quantum irradiance at the study site.
Andamento dell'irradianza quantica nel sito di studio.

acclimative response was implied by diurnal variations in E_k (Fig. 2) raising to maximum values in the central hours of the day. ETR_{max}, a measure of photosynthetic capacity, fundamentally followed the sinusoidal light environment with no signs of midday depression in the rate value (Fig. 3). Such a trend in ETR_{max}, already observed in shallow-growing *P. oceanica* (Figueroa *et al.*, 2002), indicates that photoprotective mechanisms do not lower the performance of photosynthetic light reactions in a significant manner, as often occurs in marine plants (Hanelt *et al.*, 2003). The optimum quantum yield (F_v/F_m) represents a descriptor of maxi-

mum photosynthetic potential and a stress indicator. Values of this variable ranged between 0.77 and 0.79, as commonly observed in healthy seagrasses (Durako and Kunzelman, 2002), and showed no significant diurnal variation (Fig. 4) which might point to a high light stress in the central hours of the day. However, canopy shading may attenuate irradiance reaching mid leaf portions, thus leading to a reduction of light stress. Especially in shallow stands, this occurs to a varying degree mostly depending on wave-induced shoot movements which enhance sunlight exposure of leaves.

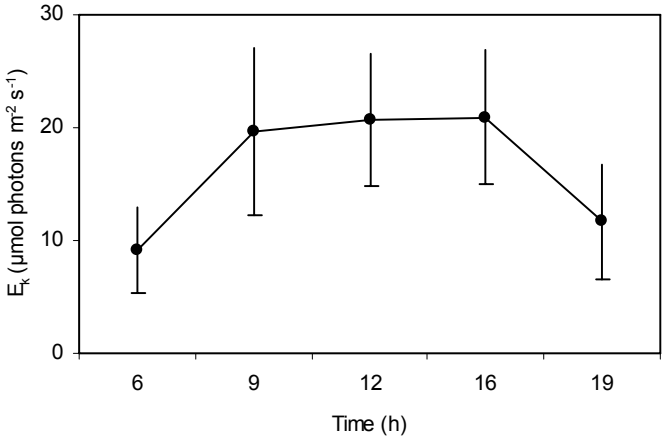


Fig. 2 - Diurnal variation in E_k in the *P. oceanica* population studied. Values are means ± S.D.
Variazione diurna dei valori di E_k nella popolazione di P. oceanica *investigata. Medie ± S.D.*

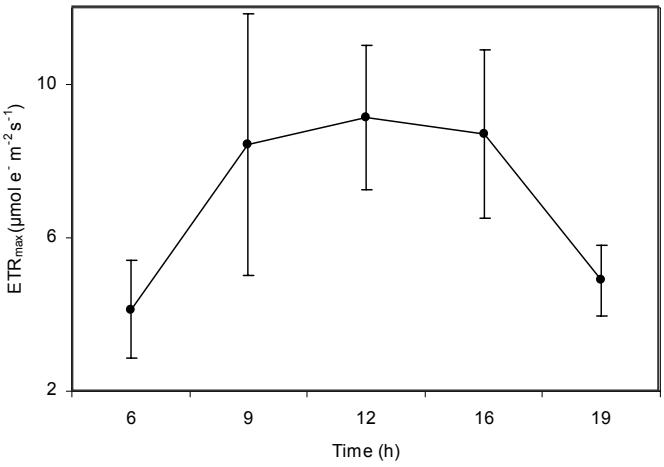


Fig. 3 - Diurnal variation in ETR_{max} in the *P. oceanica* population studied. Values are means ± S.D.
Variazione diurna dei valori di ETR_{max} nella popolazione di P. oceanica *investigata. Medie ± S.D.*

The temporal coupling between photosynthetic capacity and irradiance levels indicates an efficient exploitation of available light. Maximizing production in parallel with increasing irradiance constitutes a major trait in a species characterized by a high proportion of non-photosynthesizing tissues and by photosynthate storage. This ability shown by the shallow population of *P. oceanica* studied, as well as the lack of appreciable variations in F_v/F_m, would reveal its sun-acclimated character.

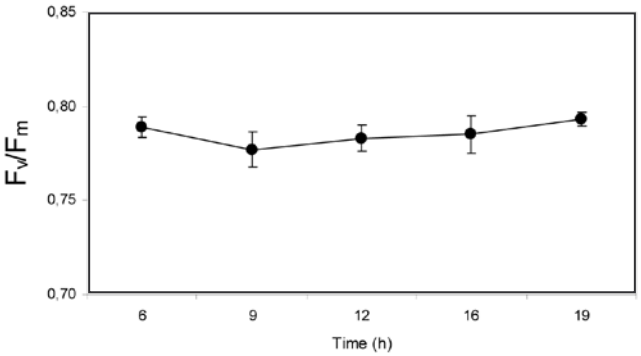


Fig. 4 - Diurnal variation in F_v/F_m in the *P. oceanica* population studied. Values are means ± S.D.
Variazione diurna dei valori di F_v/F_m nella popolazione di P. oceanica *investigata. Medie ± S.D.*

References

BEER S., BJÖRK M., GADEMANN R., RALPH P. (2001) – Measurements of photosynthetic rates in seagrasses. In: Short F.T., Coles R.G. (eds), *Global seagrass research methods*. Elsevier Science B.V.: 183-198.

DURAKO M.J., KUNZELMAN J.I. (2002) - Photosynthetic characteristics of *Thalassia testudinum* Banks ex König measured *in situ* by pulse amplitude modulated (PAM) fluorometry: methodological and scale-based considerations. *Aquatic Bot*., **73**: 173-185.

FIGUEROA F.L., JIMÉNEZ C., VIÑEGLA B., PÉREZ-RODRÍGUEZ E., AGUILERA J., FLORES-MOYA A., ALTAMIRANO M., LEBERT M., HÄDER D.P. (2002) – Effects of solar UV radiation on photosynthesis of the marine angiosperm *Posidonia oceanica* from southern Spain. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **230**: 59-70.

HANELT D., WIENCKE C., BISCHOF K. (2003) – Photosynthesis in marine macroalgae. In: Larkum A.W., Douglas S.E., Raven J.A. (eds), *Photosynthesis in algae*. Kluwer Academic Publ.: 413-435.

LORENTI M., MAZZELLA L., BUIA M.C. (1995) - Light limitation of *Posidonia oceanica* (L.) Delile growth at different depths. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **34**: 34.

SILVA J., SANTOS R. (2003) – Daily variation patterns in seagrass photosynthesis along a vertical gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **257**: 37-44.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 601-605

S. Marzialetti, M. Gabellini, B. La Porta, L. Lattanzi, P. La Valle, D. Paganelli, M. Panfili, M. Targusi, L. Nicoletti

I.C.R.A.M., Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
sara.marzialetti@virgilio.it

ATTIVITÀ DI DRAGAGGIO AI FINI DI RIPASCIMENTO AL LARGO DI MONTALTO DI CASTRO (VT): EFFETTI SUL POPOLAMENTO A POLICHETI

DREDGING ACTIVITIES FOR BEACH NOURISHMENT IN AN AREA OFFSHORE MONTALTO DI CASTRO (VT): EFFECTS ON POLYCHAETE COMMUNITY

Abstract

The aim of this study is to analyze the effects of dredging activities on the polychaete community of an area offshore Montalto di Castro (VT). The impact of sand extraction was reduced to a narrow area close to the extraction site. Two months after dredging, the polychaete community of the impacted station was already at an advanced stage of recolonisation and the main structural parameters were comparable to those of the pre-dredging period and neighboring non-dredged areas.

Key-words*: beach nourishment, dredging, polychaetes, monitoring.*

Introduzione

L'esigenza crescente di reperire sedimenti sabbiosi idonei al ripascimento di litorali in erosione pone il problema della ricerca di nuove fonti d'approvvigionamento. In Italia negli ultimi anni si è sviluppata la pratica del ripascimento mediante sabbie "relitte". Le sabbie "relitte" sono depositi sabbiosi sommersi, formatisi nel passato geologico quando il livello del mare era più basso dell'attuale e sono localizzati lungo la piattaforma continentale, a profondità variabili. La movimentazione di queste sabbie, non in equilibrio con la dinamica sedimentaria attuale, non interferisce pertanto con la dinamica litoranea. Tale pratica, oltre ad essere valida dal punto di vista economico, può essere condotta in modo tale da contenere entro limiti accettabili gli impatti sull'ambiente marino (Nonnis *et al*., 2002; Fanelli *et al.,* 2003; Paganelli *et al.,* 2004). Il prelievo di sabbie marine, infatti, può determinare effetti diretti sull'ambiente fisico, ma soprattutto sugli organismi bentonici che vivono in stretta associazione con il sedimento. L'ICRAM (Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare) ha condotto, per conto della Regione Lazio, uno studio di impatto ambientale connesso al prelievo di sabbie situate al largo di Montalto di Castro (VT), da utilizzare per il ripascimento del litorale di Tarquinia Lido (VT). In questo lavoro vengono analizzati i cambiamenti nel tempo del popolamento a policheti presente nell'area di dragaggio e nell'area circostante al fine di valutare gli effetti di tale attività sull'ambiente, l'estensione spaziale di un eventuale disturbo originato e, infine, le modalità e i tempi di recupero dell'area perturbata. I policheti rappresentano infatti una delle componenti dominanti delle comunità bentoniche, sia come numero di individui sia di specie, risultando pertanto efficaci descrittori della struttura della comunità dell'ambiente marino (Bianchi e Morri, 1985).

Materiali e metodi

L'area oggetto di studio è localizzata a circa 4 miglia nautiche al largo di Montalto di Castro (VT), su un fondale di 40-50 m di profondità. Le operazioni di dragaggio sono state eseguite tramite una draga stazionaria nel periodo maggio-luglio 2004 e hanno interessato un'area di circa 180.000 m^2; il volume complessivo di sabbia prelevata è stato di circa 600.000 m^3. I campionamenti sono stati effettuati in 6 stazioni denominate MT1 - MT6, una interna al sito di escavo e cinque circostanti (Fig. 1), in tre diversi periodi: prima (maggio 2004), durante (luglio 2004) e dopo (settembre 2004) le attività di dragaggio. I campionamenti di macrozoobenthos sono stati eseguiti mediante una benna Van Veen con superficie di presa di 0,1 m^2. In ogni stazione sono state effettuate 2 repliche. I campioni raccolti sono stati vagliati utilizzando un setaccio con vuoto di maglia di 1 mm per eliminare la frazione di sedimento più fine. In laboratorio è stato eseguito il sorting e gli individui appartenenti ai Polychaeta sono stati identificati fino al più basso livello tassonomico possibile. La struttura del popolamento in ciascuna stazione è stata descritta mediante indici univariati (n. individui, n. specie, ricchezza specifica di Margalef, diversità di Shannon-Weaver, equiripartizione di Pielou). È stata inoltre effettuata un'analisi multivariata mediante MultiDimensional Scaling (MDS), basata sul coefficiente di similarità di Bray-Curtis e ottenuta dalla matrice delle abbondanze previa trasformazione con radice quadrata (Clarke e Warwick, 2001).

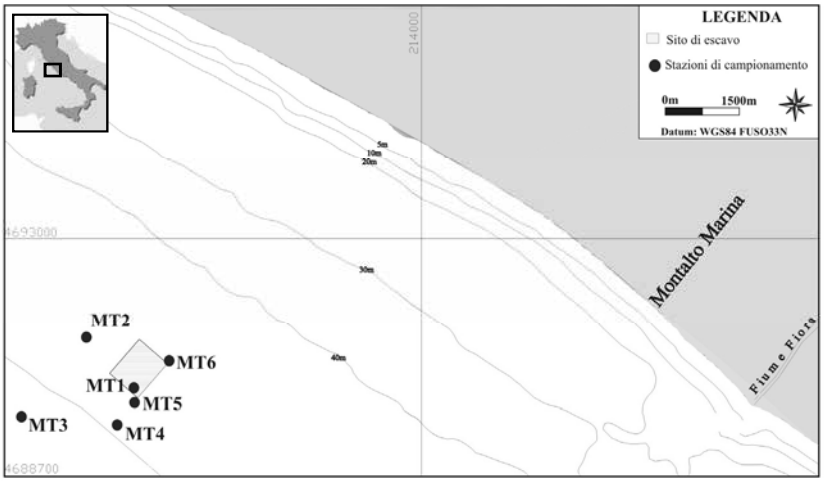


Fig. 1 - Area di studio, sito di dragaggio e stazioni di campionamento.
Study area, dredging zone and sampling stations.

Risultati

Nell'intero periodo di campionamento sono stati raccolti complessivamente 975 policheti appartenenti a 92 taxa, di cui 64 identificati a livello di specie. In generale, il popolamento a policheti non mostra differenze strutturali fra le diverse fasi di studio ed è sempre caratterizzato dalla dominanza di specie legate

alla presenza di fango, quali *Metasychis gotoi*, *Terebellides stroemi, Lumbrineris latreilli, Glycera unicornis* e *Melinna palmata* e da specie caratteristiche esclusive della Biocenosi dei Fanghi Terrigeni Costieri (VTC) quali *Ampharete acutifrons*, *Paraprionospio pinnata*, *Poecilochaetus serpens*.

Tab. 1 - Parametri strutturali del popolamento a policheti rinvenuto nelle singole stazioni (S = numero di specie; N = numero di individui; d = indice di Margalef; J = indice di Pielou; H' = indice di Shannon), prima, durante e dopo il dragaggio.

Structural parameters of the polychaete population sampled in each station (S = number of species; N = number of individuals; d = Margalef's index; J = Pielou; H' = Shannon-Weaver index), before, during and after dredging.

	prima					durante					dopo				
	S	**N**	**d**	**J**	**H'**	**S**	**N**	**d**	**J**	**H'**	**S**	**N**	**d**	**J**	**H'**
MT1	22	59	5,15	0,86	3,83	5	6	2,23	0,97	2,25	20	38	5,22	0,92	3,99
MT2	15	45	3,68	0,77	3,00	14	20	4,34	0,94	3,58	13	31	3,49	0,89	3,28
MT3	21	58	4,93	0,90	3,95	13	26	3,68	0,97	3,59	18	32	4,91	0,95	3,94
MT4	15	38	3,85	0,89	3,49	22	62	5,09	0,91	4,07	16	32	4,33	0,89	3,58
MT5	13	50	3,07	0,79	2,93	22	50	5,37	0,94	4,18	19	42	4,82	0,91	3,85
MT6	12	29	3,27	0,89	3,20	17	40	4,34	0,94	3,83	24	59	5,64	0,90	4,15

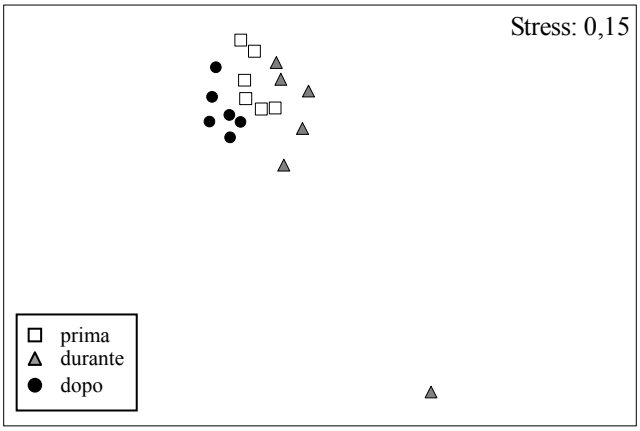


Fig. 2 - Grafico MDS relativo al popolamento a policheti rinvenuto nelle singole stazioni nei tre periodi di campionamento (prima, durante, dopo il dragaggio).

MDS plot showing polychaete assemblage sampled in each station in the three sampling times (before, during, after dredging).

Durante il dragaggio, l'analisi dei parametri strutturali (Tab. 1) mostra un consistente depauperamento del popolamento nella stazione MT1, direttamente interessata dalle attività. Un popolamento ridotto si osserva anche nelle due stazioni poste a NO del sito di escavo: in MT2 si ha una diminuzione del numero d'individui e in MT3 anche di specie. Queste stazioni sono situate lungo la cor-

rente principale, diretta verso NO (Barbanti *et al*., 2005), e probabilmente sono state interessate dalla rideposizione di materiale entrato in sospensione durante le attività di movimentazione del fondale; le altre stazioni non sembrano esserne state influenzate. Nel settembre 2004, due mesi dopo il dragaggio, il popolamento rinvenuto nelle tre stazioni MT1, MT2 e MT3 torna ad essere simile a quello riscontrato precedentemente ai lavori in termini di ricchezza e di composizione specifica, pur presentando ancora valori di abbondanza inferiori. Il grafico dell'ordinamento tramite MDS (Fig. 2) conferma quanto già evidenziato dall'analisi dei parametri strutturali, segregando la stazione maggiormente impattata durante il dragaggio (MT1) da tutte le altre stazioni e evidenziando che dopo 2 mesi il popolamento di M1 torna ad essere simile a quello delle altre stazioni esaminate.

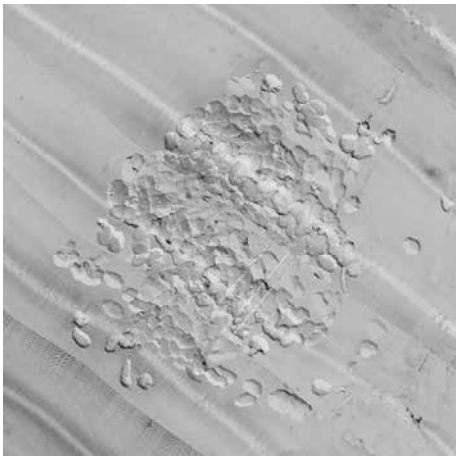


Fig. 3 - Rilevo Side Scan Sonar dell'area dragata.
Side Scan Sonar image of the dredged area.

Conclusioni

I risultati ottenuti evidenziano un impatto sul popolamento a policheti limitato esclusivamente all'area direttamente interessata dal prelievo delle sabbie. Inoltre, a differenza di altri studi analoghi (Kenny e Rees, 1996; Newell *et al*., 1998; Sardà *et al*., 2000; van Dalfsen *et al*., 2000; Nicoletti *et al*., 2004) non si è registrato l'insediamento di specie opportuniste e la comunità dopo soli due mesi dal termine delle attività sembra aver recuperato quasi completamente. Ciò è probabilmente dovuto alla tecnica di dragaggio puntiforme adottata che ha determinato l'alternanza di aree movimentate con aree inalterate così come si può osservare nel rilievo Side Scan Sonar eseguito al termine del dragaggio (Fig. 3). L'alterazione del fondo solo su aree circoscritte ha consentito un rapido processo di ricolonizzazione osservato anche da Bonvicini Pagliai *et al*. (1985) per un'area del Golfo di Cagliari, dove dopo circa 6 mesi dal dragaggio tutti i parametri strutturali della comunità bentonica tornano ad essere simili a quelli originari. Tuttavia numerosi studi analoghi in Italia e all'estero (Newell *et al*., 1998; van Dalfsen *et al*., 2000; Boyd *et al*., 2003; Simonini *et al*., 2005) segnalano che i tempi di recupero dei popolamenti bentonici in aree dragate sono molto variabili e normalmente più

lunghi (2-4 anni). In conclusione questo studio evidenzia come i processi di recupero delle comunità bentoniche siano caratterizzati da modalità e tempi strettamente correlati oltre che a fattori ambientali anche alle caratteristiche tecniche del dragaggio quali: periodo, durata e modalità del dragaggio, dimensioni dell'area di prelievo e volume di sabbia estratta.

Bibliografia

BARBANTI A., CHIARLO R., FORNASIERO P., GABELLINI M., LA VALLE P., NICOLETTI L. (2005) – Innovative monitoring of turbidity due to dredging activities. In: E. Özhan (ed), *Proceedings of the 7th International Conference on the Mediterranean Coastal Environment. MEDCOAST05*, 25-29 October 2005, Kusadasi, Turkey, **2**: 803-814.

BIANCHI C.N., MORRI C. (1985) - I policheti come descrittori della struttura trofica degli ecosistemi marini. *Oebalia*, **11**, N.S.: 203-214.

BONVICINI PAGLIAI A.M., COGNETTI VARRIALE A.M., CREMA R., CURINI GALLETTI M., VANDINI ZUNARELLI R. (1985) - Environmental impact of extensive dredging in a coastal marine area. *Mar. Poll. Bull.,* **16** (12): 483-488.

BOYD S.E., LIMPENNY D.S., RES H.L., COOPER K.M., CAMPBELL S. (2003) - Preliminary observations of the effects of dredging intensity on the re-colonization of dredged sediments off the south-east coast of England (Area 222). *Estuar. Coast. Shelf S.*, **57**: 209-223.

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) - Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *Natural Environment Research Council*, UK: 1-144.

FANELLI E., NICOLETTI L., FRANCESCHINI G., GIOVANARDI O., GABELLINI M., PRETI M. (2003) - Environmental impact assessment after sand extraction for beach nourishment: a methodological approach. *Proceedings of the 6th international Conference of the Mediterranean Coastal environment, MEDCOAST03*, Ravenna, Italy, **2**: 951-958.

KENNY A.J., REES H.L. (1996) -The effects on marine gravel extraction on the macrobenthos: results 2 years post-dredging. *Mar. Poll. Bull.*, **32** (8/9): 615-622.

NEWELL R.C., SEIDERER L.J., HITCHCOCK D.R. (1998) - The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanogr. Mar. Biol.: an Annual Review*, **36**: 127-178.

NICOLETTI L., LA VALLE P., CHIMENZ GUSSO C. (2004) - Specie indicatrici: il caso *Corbula gibba* (Olivi, 1792). *Biol. Mar. Medit.*, **11** (2): 273-277.

NONNIS O., NICOLETTI L., LA VALLE P., CELIA MAGNO M., GABELLINI M. (2002) - Environmental impact after sand extraction for beach nourishment in an area off Latium coast (Tyrrhenian sea, Italy). *Littoral 2002, The Changing Coast. EUROCOAST/EUCC, Porto, Portugal*. Ed. EUROCOAST, Portugal, **3**: 81-84.

PAGANELLI D., LA VALLE P., MAGGI C., NICOLETTI L., NONNIS O., GABELLINI M. (2004) – Il ripascimento della spiaggia di Roma (Ostia): Studio di compatibilità ambientale per lo sfruttamento dei depositi sabbiosi sommersi. *Atti del Convegno "Ecosistema Roma" Accademia Nazionale dei Lincei. Roma 14-16 Aprile 2004.*

SARDÀ R., PINEDO S., GREMARE A., TABOADA S. (2000) - Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages due to sand extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES J. Mar. Sc.*, **57**: 1446-1453.

SIMONINI R., ANSALONI I., BONVICINI PAGLIAI A.M., CAVALLINI F., IOTTI M., MAURI M., MONTANARI G., PRETI M., RINALDI A., PREVEDELLI D. (2005) – The effects of sand extraction on the macrobenthos of a relict sands area (northern Adriatic Sea): results 12 months post-extraction. *Mar. Poll. Bull.,* **50**: 768-777.

VAN DALFSEN J.A., ESSINK K., TOXVIG MADSEN H., BIRKLUND J., ROMERO J., MANZANERA M. (2000) - Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the Western Mediterranean. *ICES J. Mar. Sc.*, **57**: 1439-1445.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 606-609

M. Montefalcone, E. Giovannetti, C.N. Bianchi, C. Morri, G. Albertelli

Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova,
Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
montefalcone@dipteris.unige.it

VARIAZIONE TEMPORALE DEL RICOPRIMENTO EPIFITA SULLE DUE FACCE DELLE LAMINE FOGLIARI DI *POSIDONIA OCEANICA*

TEMPORAL CHANGE IN THE EPIPHYTIC COVERAGE ON THE TWO SIDES OF THE POSIDONIA OCEANICA *LEAF BLADES*

Abstract

In this paper the differences in the epiphytic coverage between the two sides of the Posidonia oceanica *(L.) Delile (Angiospermae, Potamogetonaceae) leaf blades were analysed during an annual sampling cycle and at three depths (4 m, 9 m, 14 m). Differences between the mean annual values in the inner and in the outer side resulted not significant, due to the high seasonal variability; nevertheless, analysing the single month values, differences between the two sides had always been observed, with the highest values on the outer side.*

Key-words: Posidonia oceanica*, epiphytes, seasonality, Ligurian Sea.*

Introduzione

Le lamine fogliari di *Posidonia oceanica* (L.) Delile sono un substrato particolarmente adatto alla colonizzazione da parte di numerose specie epifite. Tali specie, vivendo in stretto contatto con la pianta, sono soggette ai medesimi fenomeni di stagionalità che regolano la crescita fogliare (ciclo fenologico). Diversi studi quantitativi sulla comunità epifita delle foglie di *P. oceanica* hanno dimostrato che, nonostante esistano delle differenze tra le due facce della lamina fogliare in termini di numero di taxa presenti (Tursi *et al.*, 2001), la dinamica successionale della comunità epifita risulta essere sostanzialmente uguale sulla faccia interna e su quella esterna della foglia, rendendo quindi equivalente l'analisi di una faccia rispetto all'altra (Casola e Scardi, 1989; Casola *et al.*, 1985, 1987). Nel presente studio vengono analizzate le differenze del ricoprimento epifita totale tra le due facce delle lamine fogliari di *P. oceanica*, sia su scala temporale, durante un ciclo annuale di campionamenti con cadenza mensile, sia su scala batimetrica, a tre diverse profondità (4 m, 9 m, 14 m).

Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto nella prateria di *Posidonia oceanica* della Baia di Prelo (Rapallo, GE). Sono state individuate tre stazioni lungo un transetto di profondità, rispettivamente in corrispondenza del limite superiore (4 m; 44°20' 12" N, 009°13'33" E), della zona intermedia (9 m; 44°20'11" N, 009°13'36" E) e del limite inferiore (14 m; 44°20'11" N, 009°13'39" E) della prateria. Con cadenza mensile, da settembre 2003 ad agosto 2004, sono stati campionati in immersione subacquea un totale di 20 fasci fogliari in corrispondenza di ciascuna stazione. Le foglie

adulte ed intermedie di ciascun fascio sono state analizzate al binoculare al fine di determinare la percentuale di ricoprimento totale degli epifiti, sia sulla faccia interna sia sulla faccia esterna dell'intera foglia (Casola e Scardi, 1989).

Risultati e conclusioni

Le alghe rosse calcaree del genere *Hydrolithon* sono risultate il taxa dominante durante l'intero ciclo annuale, seguite dal briozoo *Electra posidoniae*. Analizzando i valori medi annuali del ricoprimento epifita totale (Fig. 1), non si osservano differenze significative tra le due facce alle tre profondità (4 m: t_{20}=0,45 n.s.; 9 m: t_{20}=0,20 n.s.; 14 m: t_{20}=0,11 n.s.). Il ricoprimento epifita totale presenta, su entrambe le facce a tutte e tre le profondità, una marcata variazione stagionale (Fig. 2). Durante il ciclo annuale possono essere individuati tre periodi distinti:

- un primo periodo, generalmente in autunno/inverno, dove i ricoprimenti su entrambe le facce sono molto bassi e simili;
- un secondo periodo, tra la fine dell'inverno e la primavera, dove i ricoprimenti sulla faccia interna sono sempre maggiori di quelli sulla faccia esterna;
- un terzo periodo, tra la fine della primavera e l'estate, dove i ricoprimenti sulla faccia esterna sono sempre maggiori di quelli sulla faccia interna.

Il mese che segna il passaggio da un periodo all'altro risulta essere differente alle tre profondità ed in generale si può osservare un ritardo temporale (~1-2 mesi) tra le stazioni superficiali (4 m e 9 m) e quella profonda (14 m), legato al ciclo fenologico che regola la crescita fogliare (Buia e Mazzella, 1991).

Ad eccezione dei mesi che caratterizzano il primo periodo, la faccia esterna e quella interna mostrano sempre delle differenze nel ricoprimento epifita totale. I valori massimi di ricoprimento (50%) sono stati registrati sempre sulla faccia esterna nel periodo estivo, in tutte e tre le stazioni.

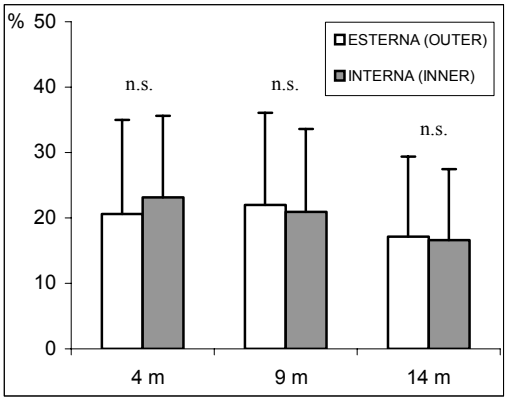


Fig. 1 - Valore medio annuale (+d.s.) del ricoprimento epifita totale in percentuale sulle due facce (esterna ed interna) delle lamine fogliari di *Posidonia oceanica* nelle tre stazioni batimetriche (4 m, 9 m, 14 m) (n.s.=t-test non significativo).

Mean annual value (+s.d.) of the total percentage cover of the epiphytic community on the two sides (outer and inner) of the Posidonia oceanica *leaf blades in the three depths (4 m, 9 m, 14 m) (n.s.=t-test not significative).*

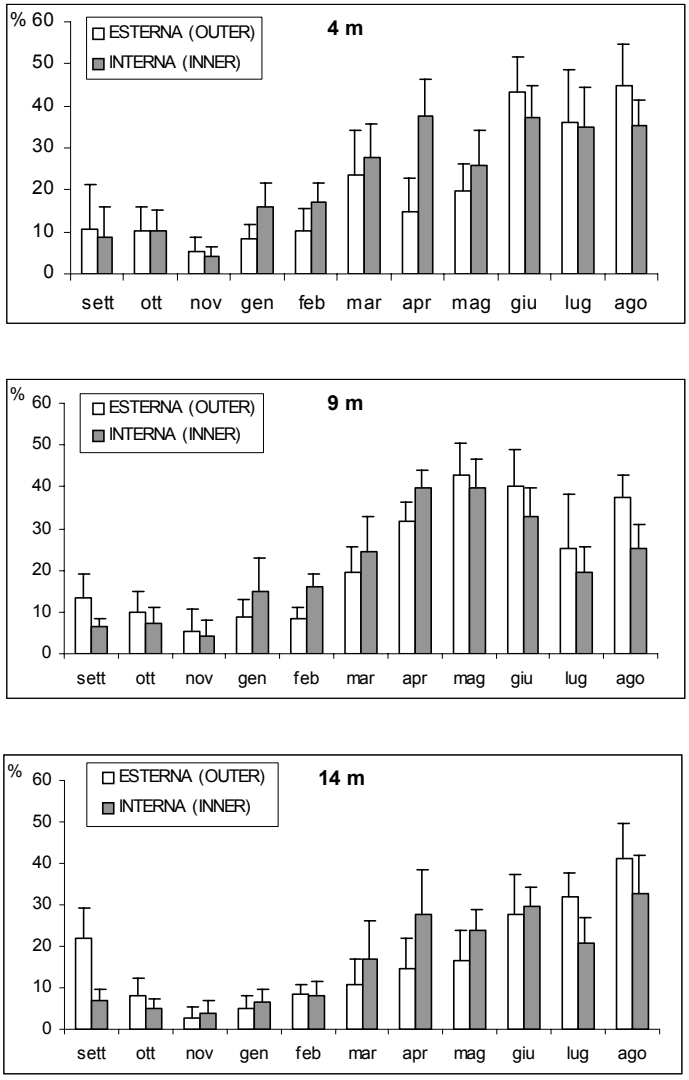


Fig. 2 - Ricoprimento epifita totale in percentuale (media+d.s.) sulle due facce (esterna ed interna) delle lamine fogliari di *Posidonia oceanica* durante il ciclo annuale di campionamenti nelle tre stazioni batimetriche (4 m, 9 m, 14 m).

Total percentage cover of the epiphytic community (mean+s.d.) on the two sides (outer and inner) of the Posidonia oceanica *leaf blades during an annual sampling cycle in the three depths (4 m, 9 m, 14 m).*

L'elevata variabilità stagionale che caratterizza la crescita delle foglie di *P. oceanica* influenza in maniera diretta lo sviluppo della comunità epifita su entrambe le facce. Nonostante i valori medi annuali del ricoprimento epifita non mostrino

delle differenze tra le due facce, risulta essere appropriato considerare le due facce separatamente in quanto, a seconda del mese in cui si effettuano i campionamenti, esistono sempre differenze tra la faccia esterna e quella interna con una dominanza della faccia esterna in estate e di quella interna in inverno.

Bibliografia

BUIA M.C., MAZZELLA L. (1991) - Reproductive phenology of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers., and *Zostera noltii* (Hornem). *Aquatic Botany*, **40** (4): 343-362.

CASOLA E., SCARDI M. (1989) - Variabilità della comunità epifita sulle due facce delle lamine fogliari di *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Oebalia*, **15** (1), N.S.: 89-97.

CASOLA E., SCARDI M., MAZZELLA L., FRESI E. (1985) - Struttura della comunità epifita delle lamine fogliari di *Posidonia oceanica* (L.) Delile: prateria superficiale, Lacco Ameno (Ischia). *Oebalia*, **11** (1), N.S.: 375.

CASOLA E., SCARDI M., MAZZELLA L., FRESI E. (1987) - Structure of the epiphytic community of *Posidonia oceanica* leaves in a shallow meadow. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, **8** (4): 285-296.

TURSI A., COSTANTINO G., MASTROTOTARO F., SCARDI M. (2001) - Variazioni del grado di epifitismo in due praterie di *Posidonia oceanica* della riserva marina delle isole Tremiti (Mar Adriatico). *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 636-640.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 610-613

E.B. Morello, C. Froglia, R.J.A. Atkinson*, P.G. Moore*

CNR – Istituto di Scienze Marine, Sede di Ancona,
Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia.
b.morello@ismar.cnr.it
*University Marine Biological Station Millport, Isle of Cumbrae, Scotland, U.K.

L'EFFETTO DELLE DRAGHE IDRAULICHE SUL RIAFFOSSAMENTO DI ALCUNI MOLLUSCHI

THE EFFECTS OF HYDRAULIC DREDGING ON THE REBURIAL OF SEVERAL MOLLUSCAN SPECIES

Abstract

Hydraulic dredges targeting the clam, Chamelea gallina *(L., 1758), induce two types of disturbance: that due to the dredge and that due to the on-board sieving procedures. The re-burial times of the target species and other molluscs were investigated in aquaria at 12 °C and 20 °C.* Chamelea gallina *took longer than the other species to re-bury. For* C. gallina*, sieving operations had an inhibiting effect on the time needed to start re-burial at 20 °C only. Overall disturbance caused by fishing did not have effects on actual re-burial time, whilst temperature did.*

Key-words*: dredges, Mollusca,* Chamelea gallina*, burrowing organisms.*

Introduzione

La maggior parte dei bivalvi e molti gasteropodi marini vivono affossati nel sedimento (Gosling, 2003). Tale comportamento offre protezione da numerosi agenti di disturbo (predatori, temperature estreme, moto ondoso), ma non sempre dalla pesca (Zaklan e Ydenberg, 1997). Le draghe idrauliche, utilizzate per la pesca della vongola, *Chamelea gallina* (L., 1758), sui fondali sabbiosi di tutto l'Adriatico occidentale, sono attrezzi che risospendono il sedimento e gli organismi che lo abitano per mezzo di una serie di ugelli dai quali fuoriesce acqua in pressione. Una volta salpata, la draga viene svuotata in un vascone a prua ed il pescato viene setacciato. Dopo la setacciatura, le vongole sottomisura ($L < 25$ mm) e gli altri invertebrati vengono rigettati in mare come scarto. L'intera operazione di pesca induce, quindi, due tipi di disturbo: quello dovuto alla draga in sè e quello dovuto alla setacciatura. Questo studio è volto ad esaminare l'effetto relativo di tali tipi di disturbo sul riaffossamento di *C. gallina* ed altri molluschi.

Materiali e metodi

Si sono tenuti in considerazione due fattori: 1) il disturbo dovuto alla pesca, diviso in 2 categorie: 'Draga' ('D' – esemplari raccolti dal vascone di raccolta) e 'draga + Setaccio' ('S' – esemplari raccolti prima del ritorno in mare dal tubo di scarico dello scarto); 2) la temperatura (12 °C e 20 °C) a cui è inversamente proporzionale il tempo di riaffossamento (McLachlen e Young, 1982). Gli organismi sono stati raccolti in 3 occasioni con una vongolara del compartimento di Ravenna e tenuti separati a seconda del disturbo ('D' o 'S') in vasche separate aventi le stesse condizioni fisiche. Gli esperimenti sono stati effettuati presso l'ac-

quario "Aquae Mundi" di Russi (RA). E' stata utilizzata una batteria di 4 vasche (40×40×30 cm) di cui 2 mantenute a 12 °C e 2 a 20 °C. Di ogni campione, 40 esemplari di *C. gallina* (L = 20–25 mm) sono stati posti a 12 °C (20 'D' e 20 'S') e 40 a 20 °C (20 'D' e 20 'S'). Per ogni campione ed ogni trattamento sono stati considerati due tempi di riaffossamento: 1) T1 (il tempo dal contatto con il fondo all'inizio del riaffossamento); 2) T2 (il tempo intercorso tra l'inizio e la fine del riaffossamento). Sono stati contati il numero di individui non riaffossati dopo 4 ore ed il tempo entro il quale il 50% degli individui si erano riaffossati (RT50). I dati sono stati analizzati per le differenze tra trattamenti (12 °C vs 20 °C; 'D' vs 'S'; e la loro interazione) mediante ANOVA a 2 vie a fattori fissi. Eventuali differenze significative sono state investigate mediante il test di Student-Newman-Keuls (SNK). I tempi T1 e T2 sono stati rilevati anche per altre 10 specie di molluschi associati alla specie bersaglio.

Risultati

Tab. 1 - Risultati dell'ANOVA a due vie effettuata sui tempi di riaffossamento T1 e T2 di *Chamelea gallina*.
Results of the two-way ANOVA performed on reburial times T1 and T2 recorded for Chamelea gallina.

Fattore	gdl	T1		T2	
		F	p	*F*	p
Temperatura (T)	1	0.5700	0.4525	4.9200	0.0281
Disturbo (D)	1	0.5500	0.4582	0.0700	0.7974
T x D	1	5.7000	0.0183	0.6600	0.4175
Residui	140				
Totale	143				

Per il tempo T1, gli esperimenti su *C. gallina* hanno evidenziato un'interazione significativa tra i fattori principali dell'analisi (Fig. 1A; Tab. 1). Il tempo T1 è significativamente più lungo per gli individui setacciati mantenuti a 20 °C (SNK: $p < 0.05$).

Solamente la temperatura ha avuto effetti significativi sul tempo T2 (Fig. 1B; Tab. 1) con tempi significativamente più lunghi a 12 °C (SNK: $p < 0.05$). Nessuna differenza significativa è stata riscontrata tra trattamenti sia per la percentuale di individui non riaffossati dopo 4 ore (Fig. 1C) sia per il tempo necessario perchè il 50% degli individui si fosse riaffossato (RT50; Fig. 1D).

I tempi di riaffossamento osservati per *C. gallina* erano molto più lunghi di quelli degli altri molluschi presi in esame. Il tempo T1 di *C. gallina* era incluso tra 16 min. 59 s. e 3 h 50 min., mentre il tempo T2 tra 1 min. 43 s. e 1 h 35 min. 19 s. Per *Anadara inaequivalvis*, la più lenta delle altre specie considerate, entrambi i tempi, T1 (da 0 a 42 min. 5 s.) e T2 (da 7 min. 54 s. a 35 min. 28 s.) erano molto più ridotti.

In base alla durata di T1 le altre specie possono essere così ordinate: *Anadara inaequivalvis* > *Tellina nitida* > *Nassarius reticulatus* > *Venerupis aurea* > *Ensis ensis* > *Spisula subtruncata* > *Nassarius mutabilis* = *Donax semistriatus* > *Natica stercusmuscarum* = *Neverita josephinia* (Fig. 2).

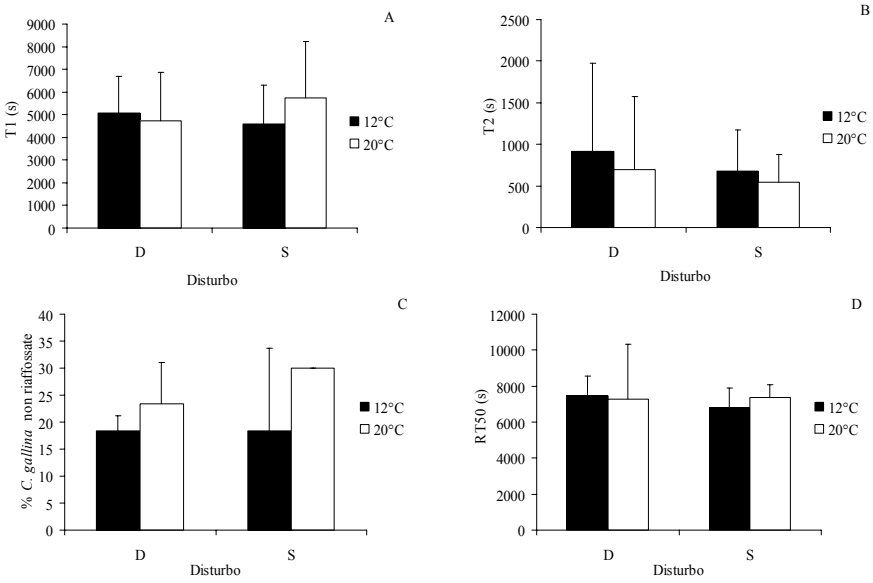


Fig. 1 - Tempo T1 (A), tempo T2 (B), percentuale di esemplari non riaffossati dopo 4 ore di osservazione (C) ed RT50 (D) (+ Dev. St.) rilevati a due temperature (12 °C e 20 °C) su esemplari di *Chamelea gallina* sottoposti a due trattamenti di disturbo ('Draga', 'D', e 'Draga + Setaccio', 'S').

Time T1 (A), time T2 (B), percentage unburied individuals after a four-hour observation period (C) and RT50 (D) (+ S.D.) recorded at two different temperatures (12 °C and 20 °C) for Chamelea gallina *individuals subjected to two different disturbance treatments ('Dredge', 'D', and 'Dredge + Sieve', 'S').*

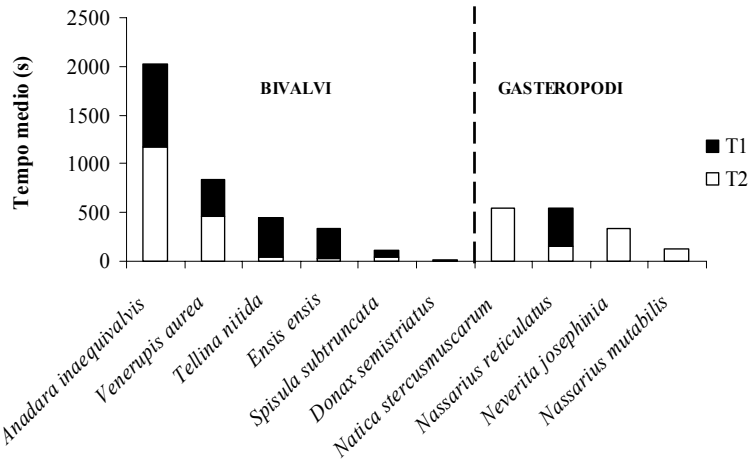


Fig. 2 - Tempi medi di riaffossamento totale (T1 + T2) per sei specie di bivalvi e quattro di gasteropodi.

Mean total re-burial times (T1 + T2) for six bivalve and four gastropod species.

In base alla durata di T2 le altre specie possono essere così ordinate: *Anadara inaequivalvis* > *Natica stercusmuscarum* > *Venerupis aurea* > *Neverita josephinia* > *Nassarius reticulatus* > *Nassarius mutabilis* > *Spisula subtruncata* > *Tellina nitida* > *Ensis ensis* > *Donax semistriatus* (Fig. 2).

Conclusioni

Le strategie utilizzate dai molluschi in risposta ad agenti di disturbo possono essere due: riaffossamento molto rapido (es. *D. semistriatus*) oppure quiescenza, come osservato per *C. gallina* (Trueman, 1971; Coffen-Smout e Rees, 1999). La setacciatura a bordo sembra incrementare il tempo T1 in *C. gallina* ma questo, contrariamente alle aspettative, si è verificato solo a 20 °C. Lo stress fisiologico causato dalla bassa temperatura, in aggiunta a quello meccanico causato dalla setacciatura, potrebbe aver indotto una diversa risposta di fuga. Il disturbo meccanico dovuto alle operazioni di pesca non ha avuto alcun effetto sul tempo T2, mentre la temperatura più bassa ha causato un significativo aumento nel tempo di riaffossamento come riportato per molti altri molluschi in letteratura (Mc Lachlan e Young, 1982; Gosling, 2003). I risultati di questi esperimenti forniscono indicazioni importanti sull'impatto relativo di due fasi di disturbo dovute alla pesca con draga idraulica che potrebbero essere utilizzate per una miglior gestione di questo tipo di pesca in un'ottica ecosistemica. Nonostante ciò, il metodo di campionamento adottato non permette la quantificazione assoluta di questi impatti. Sarebbe perciò opportuno valutare anche l'effetto delle draghe sugli individui disturbati che riescono a fuoriuscire dal grigliato della draga durante la fase di pesca e non vengono portati a bordo (impatto indiretto). Così da avere anche una indicazione di come il campionamento in sé possa aver influito negativamente sui risultati qui riportati.

I tempi di riaffossamento degli altri bivalvi considerati sono correlati alla forma della conchiglia: le specie con conchiglia liscia e affusolata (*E. ensis* e *D. semistriatus*) sono tra le più veloci, mentre quelle con conchiglia globosa e marcate costolature (*Acanthocardia tuberculata* e *Anadara inaequivalvis*) sono le più lente, come già osservato da McLachlan *et al.* (1995). In particolare, *A. tuberculata* non si è mai riaffossata completamente.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare il Dott. Raffaele Gattelli e lo staff dell'acquario "Aquae Mundi" (Russi, Ravenna) per la collaborazione.

Bibliografia

COFFEN-SMOUT S.S., REES E.I.S. (1999) - Burrowing behaviour and dispersion of cockles *Cerastoderma edule* L. following simulated fishing disturbance. *Fish. Res.*, **40**: 65-72.

GOSLING E. (2003) - *Bivalve molluscs. biology, ecology and culture.* Fishing News Books, Oxford: 443 pp.

MCLACHLAN A., JARAMILLO E., DEFEO O., DUGAN J., DERUYCK A., COETZEE P. (1995) - Adaptations of bivalves to different beach types. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **187**: 147-160.

MCLACHLAN A., YOUNG N. (1982) - Effects of low temperature on the burrowing rates of four sandy beach molluscs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **65**: 275-284.

TRUEMAN E.R. (1971) - The control of burrowing and the migratory behaviour of *Donax denticulatus* (Bivalvia: Tellinacea). *J. Zool. Soc. London*, **165**: 452-469.

ZAKLAN S.D., YDENBERG R. (1997) - The body size-burial depth relationship in the infaunal clam *Mya arenaria*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **215**: 1-17

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 614-617

P. Panetta, F. Mastrototaro, A. Matarrese

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi di Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.
f.mastrototaro@biologia.uniba.it

TANATOCENOSI A MOLLUSCHI PRESENTI SUI FONDI BATIALI SALENTINI

BATHYAL MOLLUSC THANATOCOENOSES FROM SALENTO PENINSULA

Abstract

The analysis of mollusc thanatocoenoses of bathial bottoms off Apulia coast (northern Ionian Sea) allowed to recognize 47 species, among which only 2 alive: the bivalve Nucula sulcata *and* Thyasira biplicata*. These bottoms are characterised by mud with a facies of the bivalve* Abra longicallus*. Three typical Atlantic species were found. The gastropod:* Pleurotomella packardi *and the bivalve species* Malletia cuneata *and* Malletia pianii*.*

Key-words: *benthos, marine molluscs.*

Introduzione

Nell'ambito del progetto di ricerca MIGORIA P (Modelli Integrati per la Gestione Ottimale delle Risorse Ittiche e di Acquacoltura in Puglia) finanziato dalla Regione Puglia, è stato possibile effettuare una campagna di prospezione bentonica profonda al largo delle coste pugliesi, su fondi sabbio-fangosi del Mar Ionio settentrionale soggetti all'attività di pesca a strascico. In questa nota si riporta la composizione macro-bentonica di questi fondi considerando esclusivamente la componente a molluschi.

Materiali e metodi

Nell'ambito del suddetto progetto di ricerca è stato effettuato un campionamento quali-quantitativo (marzo 2004) in 12 stazioni di prelievo localizzate al largo delle coste salentine (Mar Ionio settentrionale) in un range di profondità compreso tra i 256 e i 705 m. In dettaglio il campionamento ha previsto in ogni stazione un dragaggio (draga a slitta modello Hessler e Sanders modificata, con un'apertura di 70×35,5 cm) e 5 bennate (benna Van Veen con una superficie di presa di 0,1 m^2 ed un volume di 0,02 m^3). Il materiale raccolto è stato setacciato a bordo su di un tavolo a setacci multipli (maglia minima 1 mm), fissato in formaldeide al 4% in acqua di mare e portato in laboratorio per le successive fasi di cernita ed identificazione specifica. Per quanto concerne la componente a molluschi la nomenclatura delle specie è stata aggiornata secondo il nuovo catalogo SIM delle conchiglie marine del Mediterraneo (Chiarelli, 1999).

I dati ottenuti durante il campionamento mediante benna (specie vive+resti conchigliari conservati in buono stato) sono stati confrontati con quanto ritrovato nella stessa area da Vatova nel triennio 1966-68 durante le crociere esplorative dell'Albatros riportate in Di Geronimo e Panetta (1973).

Risultati

Malgrado il cospicuo campionamento quali-quantitativo, la componente a molluschi è risultata alquanto scarsa, almeno per quanto concerne la presenza di animali vivi al momento della raccolta. Infatti, soltanto il nuculide *Nucula sulcata* (3 esemplari in un range di profondità compreso tra 255 e 429 m) e il Thyasiride *Thyasira biplicata* (2 esemplari raccolti a 575 m) sono stati rinvenuti vivi. Al contrario l'analisi dei resti conchigliari ha evidenziato la presenza di 47 specie di molluschi (23 gasteropodi, 22 bivalvi e 2 scafopodi) (Tab. 1).

L'uso dei due sistemi di campionamento ha dato risultati diversi nella composizione specifica. Il campionamento qualitativo ha evidenziato la presenza di 34 specie (15 Gasteropodi, 17 Bivalvi e 2 Scafopodi) mentre quello quantitativo 30 (11 Gasteropodi, 17 Bivalvi e 2 Scafopodi). La differenza in specie ritrovata con le due metodiche di campionamento è dovuta essenzialmente alla componente a gasteropodi infatti soltanto 3 (*Nassarius lima, Roxania monterosatoi* e *Throphon echinatus*) delle 23 specie ritrovate risultano comuni ai due campionamenti.

Dai dati raccolti si evince, in tutta l'area investigata, per quanto concerne la componente a molluschi, una *facies* ad *Abra longicallus* bivalve vasicolo-tollerante tipico delle biocenosi delle melme profonde epibatiali (Panetta, 1975). Inoltre, nella stazione più profonda a –700 m, sono state rinvenute specie rare come il turride abissale tipico del nord Atlantico *Pleurotomella packardi* (Bouchet e Waren, 1980) precedentemente segnalato in Mediterraneo nel Tirreno centrale (Smriglio *et al*., 1988, Bouchet e Taviani, 1989), ed i Bivalvi *Malletia cuneata* (var. A), tipica del bacino Atlantico settentrionale (Sanders e Allen, 1985) e *Malletia pianii*, specie di origine atlantica spesso confusa con la congenerica *M. obtusa* (Van Aartsen e Giannuzzi-Savelli, 1991) (Fig. 1) nonché numerosi resti conchigliari delle specie *Yoldiella lucida* e *Yoldiella philippiana* precedentemente ritenute rare nel Golfo di Taranto (Di Geronimo e Panetta, 1973).

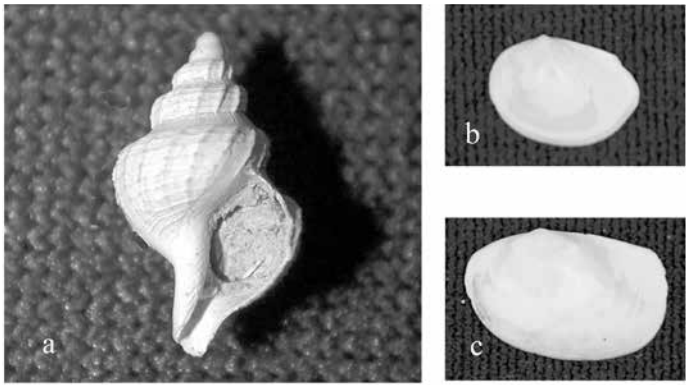


Fig. 1 - a) *Plerotomella packardi* Verril, 1872.
b) *Malletia cuneata* (var. A) Jeffreys, 1876.
c) *Malletia pianii* Van Aartesen & Giannuzzi-Savelli, 1991.

Il confronto con il precedente studio effettuato in tale area (Di Geronimo e Panetta, 1973) con metodologie simili (benna Petersen) ha evidenziato una similarità di Sorensen pari al 47% e un indice di Jaccard pari al 31%.

Tab. 1 - Elenco delle specie di molluschi vivi o dei loro resti rinvenuti sui fondi batiali al largo della Puglia (Mar Ionio) nel marzo 2004 e nel triennio 1966-68 (Di Geronimo e Panetta, 1973) con indicazione dell'attrezzo campionatore (b=benna; d=draga) e del range batimetrico di rinvenimento.

List of the species of alive and dead molluscs collected on the bathial bottom off Apulia (Ionian sea) in March 2004 and during 1966-68 (from Di Geronimo e Panetta, 1973) with indication of sampling gear (b=grab; d=dredge) and depth range.

Gastropoda	A	**2004**	**1966-68**
Alvania cimicoides (Forbes,1844)	d	700	245-820
Alvania testae (Aradas & Maggiore,1844)	d	700	245-820
Amphissa acutocostata (Philippi,1844)	d	663-700	
Aporrhais serresianus (Michaud,1828)	d	610	
Benthonella tenella (Jeffreys,1869)	b	688	
Crenilabium exile (Jeffreys,1870)	d	291	
Cylichna cylindracea (Pennant,1777)	d	285	245
Drilliola emendata (Monterosato,1872)	d	700	
Eulimella scillae (Scacchi,1835)	b	256-283	
Fusinus sanctaeluciae (Von Salis,1793)	b	705	
Galeodea echinophora (Linnaeus,1758)	d	291	
Hyalopecten similis (Laskey,1811)	b	256-688	
Japonacteon pusillus (Mac Gillivray,1843)	d	410	
Mangelia nuperrima (Tiberi,1855)	d	255	215
Microdrillia loprestiana (Calcara,1841)	d	291-700	
Mitrella minor (Scacchi,1836)	b	429	
Nassarius lima (Dillwin,1817)	d,b	285-705	500-703
Odostomia conspicua Alder,1850	b	283-429	
Pleurotomella packardi Verril,1872	d	700	
Ringicula leptocheila Brugnone,1873	b	283-705	620-820
Roxania monterosatoi Dautzenberg & Fischer H.,1896	d, b	256-546	215-820
Roxania utriculus (Brocchi,1814)	b	256-673	
Syrnola fasciata Jickeli, 1882	b	-	245
Syrnola wenzi Nordsieck F., 1972	b	-	245
Trophon echinatus (Kiener,1840)	d, b	283-700	215-550
Trophon muricatus (Montagu, 1803)	b	-	620
Bivalvia			
Abra longicallus (Scacchi,1834)	d, b	255-705	215-820
Axinulus croulinensis (Jeffreys, 1847)	b		245-620
Bathyarca pectunculoides (Scacchi,1834)	d	700	
Bathyarca philippiana (Nyst, 1848)	b	-	245
Cardomya costellata (Deshayes,1835)	d, b	283-705	245
Corbula gibba (Olivi,1792)	b	429	
Cuspidaria abbreviata (Forbes,1843)	d, b	285-546	
Cuspidaria cuspidata (Olivi,1792)	d, b	283-5575	245
Cuspidaria rostrata (Spengler,1793)	d, b	285-700	
Kelliella abyssicola (Forbes,1844)	b	705	550-820
Leptaxinus ferruginosus (Forbes,1844)	d	700	245-820
Limatula subauriculata (Montagu,1808)	d, b	429-546	
Malletia cuneata (var. A) Jeffreys,1876	d	700	
Malletia pianii Van Aartesen & Giannuzzi-Savelli,1991	d	291-700	
Nucula sulcata Bronn,1831	d, b	255-429	215-245
Nuculana commutata (Philippi, 1844)	b	-	245
Nuculoma aegeensis Forbes 1844	d, b	283-663	245-820
Parvicardium minimum (Philippi,1836)	b	429	
Pholadomya loveni Jeffreys,1882	d	700	
Pseudamussium clavatum (Poli,1795)	b	688	
Pseudamussium septemradiatum (Muller O.F.,1776)	b	579	
Thyasira biplicata (Philippi,1836)	d, b	255-705	
Thyasira granulosa (Monterosato,1878)	d, b	256-705	
Yoldiella lucida (Lovén,1846)	d, b	688-700	215
Yoldiella philippiana (Nyst,1845)	d, b	429-688	
Scaphopoda			
Antalis agilis Sars M. in Sars G.O.,1872	d, b	405-705	242-620
Cadulus jeffreysii (Monterosato,1865)	b		820
Entalina tetragona (Brocchi,1814)	d, b	263-705	242-820

Anche in passato, a discapito dei numerosi resti conchiglieri ritrovati (25 specie) (Tab. 1), gli esemplari vivi risultarono molto scarsi e attribuibili soltanto a 3 specie: *Axinulus croulinensis*, *Kelliellia abyssicola* e *Nuculoma aegeensis* (Di Geronimo e Panetta, 1973).

Conclusioni

Il presente studio ha confermato la presenza sui fondali epibatiali al largo delle coste pugliesi di una comunità a Molluschi caratterizzata dal bivalve *Abra longicallus*, come già evidenziata da Vatova (1975) L'uso di un nuovo attrezzo di campionamento, la draga a slitta, ha comunque contribuito a migliorare le conoscenze sulle tanatocenosi a Molluschi dei fanghi profondi batiali presenti nell'area di indagine.

Bibliografia

AARTSEN J.VAN, GIANNUZZI–SAVELLI R. (1991) - New names for well-known European Marine Mollusca. *Boll. Malacol.,* **27** (1-4): 4.

BOUCHET P.H., TAVIANI M. (1989) – Atlantic deep-sea Gastropods in Mediterranean new finding. *Boll. Malacol.*, **25** (5-8): 137-148.

BOUCHET P.H., WAREN A. (1980) - Revision of the North-East Atlantic bathyal and abyssal Turridae (Mollusca Gastropoda). *The Journal of Molluscan studies,* **8** (Suppl.): 38.

CHIARELLI S. (1999) – Nuovo Catalogo delle conchiglie marine del Mediterraneo. Società Italiana di Malacologia. http://members.xoom.virgilio.it/biosophia/docs/mollusca/mollusca.htm

DI GERONIMO I., PANETTA P. (1973) - La Malacofauna batiale del Golfo di Taranto. *Conchiglie*, **9** (5-6): 69-122.

PANETTA P. (1975) – *Abra longicallus* (Scacchi,1836) specie caratteristica delle melme epibatiali. *Oebalia* **1** (1): 65-91.

SANDERS H.L., ALLEN J.A. (1985) – Studies on deep-sea Protobranchia (Bibalvia); the family Malledіidae. *Bull. Br. Mus. nat. Hist. (Zool.),* **49** (2): 195-238.

SMRIGLIO C., MARIOTTINI P., GRAVINA F. (1988) – Molluschi del Mar Tirreno Centrale: Segnalazione di *Pleurotomella packardi* Verril, 1872. *Boll. Malacol.*, **24** (5-8): 148-149.

VATOVA A. (1975) – Ricerche qualitative e quantitative sulla fauna bentonica del Golfo di Taranto. *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol*., **30** (1): 31 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 618-620

D. Pellino, R. Chemello

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo, Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.
dpellin@alice.it

APPLICAZIONE DEI METODI DELL'ECOLOGIA DEL PAESAGGIO ALL'AMBIENTE MARINO: L'ANALISI SPAZIALE E TEMPORALE DEL MOSAICO AMBIENTALE SULLE PIATTAFORME A VERMETI

APPLICATION OF LANDSCAPE ECOLOGY METHODOLOGY TO MARINE ENVIRONMENT: SPATIAL AND TEMPORAL ANALISYS OF VERMETID REEF LANDSCAPE

Abstract

Landscape ecology is a terrestrial discipline that study the interaction between spatial pattern and ecological process and the cause and consequence of spatial heterogeneity across a range of scale. In this study a set of landscape indices is applied to the benthic community linked to vermetid reef. The analyses have underscored temporal differences of site due to seasonal changes in phytal community and human trampling, able to cause habitat fragmentation.

Key-words*: patchiness, biodiversity, Mediterranean Sea.*

Introduzione

L'ecologia del paesaggio nasce nell'ambiente terrestre con la finalità di mettere in evidenza come i patterns spaziali influenzino i processi ecologici nonché le cause e le conseguenze dell'eterogeneità spaziale lungo diverse scale (Turner, 1989). Visto che gli organismi rispondono all'ambiente a scale diverse è importante associare la scala alle dimensioni ed alla mobilità degli organismi presi in esame in maniera indipendente dalle caratteristiche del paesaggio. In generale gli ambienti marini presentano patterns spaziali complessi (Barry e Dayton, 1991), che possono essere visti come un mosaico di elementi interagenti ad una determinata scala, la cui struttura viene definita da un insieme di processi (es. la competizione, il reclutamento ecc.). Minore attenzione invece è stata riservata agli effetti dei pattern spaziali sui processi ecologici a causa dei differenti approcci metodologici usati per le diverse comunità (Garrabou, 1998). La biocostruzione a vermetidi è un *reef* costituito prevalentemente dall'aggregazione delle conchiglie del gasteropode sessile *Dendropoma petraeum.* In quanto biocostruzioni a struttura complessa, nei *reef* a vermeti la biodiversità è particolarmente elevata (Chemello *et al*., 2000) e dipendente soprattutto dalla componente algale. Tali comunità sono soggette a variazioni stagionali sia in composizione che in struttura le quali determinano cambiamenti dell'eterogeneità spaziale (Ballesteros, 1991). In ecologia del paesaggio sono stati elaborati molti indici per la descrizione della struttura del paesaggio e la relativa dinamica spaziale (Turner, 1989; O'Neill *et al*., 1988) che possono essere applicati alle comunità bentoniche (Garrabou, 1998). Questo studio ha come obiettivo l'identificazione e la descrizione preliminare dei pattern delle comunità bentoniche associate ai reef a vermeti, prerequisito importante per la valutazione dei cambiamenti spaziali naturali o indotti dall'azione dell'uomo (Turner, 2001).

Materiali e metodi

Lo studio è stato effettuato lungo la fascia costiera di Capo Gallo (Sicilia nord-occidentale). È stata presa in esame la zona centrale delle piattaforme (*cuvette*), dove sono stati raccolti campioni fotografici a grana di 1 m^2. Il campionamento è stato effettuato in due tempi (T1 = maggio; T2 = agosto), in 6 aree, ognuna delle quali con un'estensione di circa 100 m (*sensu* Turner, 1989), con 5 repliche per area (per un'estensione di 10 m). La dimensione dei campioni e dell'area di studio è stata scelta in base ai tipi di popolamenti associati ai *reef* nonché alla forma e dimensione degli stessi. Le fotografie sono state successivamente digitalizzate in modo da determinare gli elementi fondamentali del paesaggio (patch). Utilizzando il software Patch Analyst v.3.0 (Rempel, 2003) sono stati elaborati gli indici sia numerici che spaziali. Gli indici numerici descrivono il numero e la superficie di ogni patch mentre gli indici spaziali danno informazioni sulle relazioni esistenti tra gli oggetti che compongono il paesaggio e sulle loro variazioni nello spazio e nel tempo. Per definire la connettività tra gli elementi sono stati applicati l'indice di Shimbel, che misura la distanza tra gli elementi secondo il percorso più breve, e l'indice beta di accessibilità, che è dato dal rapporto tra il numero di connessioni e il numero degli elementi connessi. Valori bassi per entrambi gli indici indicano una maggiore aggregazione delle patch, mentre un aumento dei valori descrive una maggiore dispersione (Farina, 2001).

Risultati

Dall'esame delle foto sono state identificate 5 tipi di patch (Ulvales, *Dendropoma*, *Padina*, *Chondrophycus*, *Jania*). L'analisi dei dati ha permesso di differenziare temporalmente le aree prese in esame. Nel tempo 1 il numero delle patch costituenti il paesaggio varia tra 7 e 13, mentre nel tempo 2 il numero aumenta fino a valori compresi tra 9 e 24. Queste variazioni sono dovute ad un aumento del numero di patch di *Dendropoma*, sia in termini di copertura che di numero, dovute alla diminuzione della copertura algale. Per le altre patch si è verificato una riduzione del numero e delle superfici, fino al 50%. Tra i due tempi l'indice di diversità varia tra 1,5 e 2,9. La connettività, secondo Shimbel, oscilla tra 125 e 298 nel tempo 1 e tra 320 a 520 nel tempo 2, mentre l'indice *beta* tra 1,4 e 1,7 nel tempo 1 e 1,6 e 2,1 nel tempo 2. Gli altri indici utilizzati non hanno mostrato differenze significative tra tempi. Nonostante la differenza nelle dimensioni delle patch nei due tempi, la dimensione frattale di ogni patch tende a rimanere pressoché costante, con un valore di 1,3.

Conclusioni

L'andamento degli indici ha messo in evidenza come l'eterogeneità (ovvero la quantità di variazione attribuibile all'insieme delle componenti strutturali del sistema) vari in funzione dei cicli algali stagionali, con una relazione inversa tra la produzione algale e l'eterogeneità del paesaggio. Al massimo primaverile di vegetazione corrisponde, infatti, un basso valore di eterogeneità mentre la regressione del popolamento algale determina un aumento del numero di patch. Questo pattern, inoltre, viene accentuato dalla frammentazione della componente algale dovuta al calpestio da parte dei bagnanti (stimati in 10 unità per 10 m lineari di costa), che determina un aumento della dispersione delle patch sul substrato.

Ricordando che la connettività è il grado al quale il paesaggio facilita o impedisce i movimenti degli organismi, la frammentazione non riesce a creare patch del tutto isolate (Fig. 1). Il mantenimento di un pattern costante, solo in parte modificato dalle attività antropiche, conferma l'elevata resilienza sistemica dei reef a vermeti (Dieli *et al*., 2002).

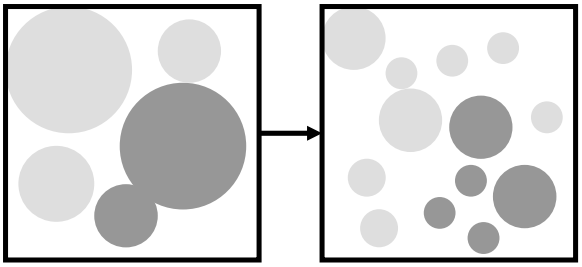


Fig. 1 - Modello di frammentazione delle patch del paesaggio in un reef a vermeti. I diversi toni di grigio identificano diversi tipi di patch.
Fragmentation model for a vermetid reef. The different grey intensity describes different kind of patch.

Bibliografia

BALLESTEROS E. (1991) – Structure and dynamics of north western Mediterranean phytobentic communities: a conceptual model. In: J.D. Ros and N. Prat (eds), Homage to Margalef or Why there is such pleasure in studying nature. *Oecologia Aquatica*, **10**: 223-142.

BARRY J.P., DAYTON P.K. (1991) – Physical heterogeneity and the organization of marine communities. In: Kolasa J., Pickett S.T.A. (eds), *Ecological Heterogeneity.* Springer Verlag, New York: 270-320.

CHEMELLO R., DIELI T., ANTONIOLI F. (2000) – Il ruolo dei "reef" a vermetidi nella valutazione della biodiversità. In: ICRAM (ed), *Mare e cambiamenti globali.* Aspetti scientifici e gestionali del territorio, Roma: 105-118.

DIELI T., PELLINO D., CHEMELLO R., RIGGIO S. (2002) – Analisi temporale della malacofauna associata alle piattaforme a vermeti siciliane. *Biol. Mar. Medit*., **9** (1): 526-529.

GARRABOU J., RIERA J., ZABALA M. (1998) – Landscape pattern indices applied to Mediterranean subtidal rocky benthic communities. *Landscape Ecology*, **13**: 225-247.

FARINA A. (2001) – *Ecologia del paesaggio*. Utet, Torino: 673 pp.

O'NEIL R.V., KRUMMEL J.R., GARDNER R.H., SUGIHARA G., JACKSON B., DE ANGELIS D.L., MILNE B.T., TURNER M.G., ZYGMUNT B., CHRISTENSEN S.W., DALE V.H., GRAHAM R.L. (1988) – Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, **1**: 153-162.

REMPEL D., ELKIE P., CARR A. (2003) – Patch Analyst. User guide: 35 pp.

TURNER M.G. (1989) – Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Ann. Rev. Ecol. Syst*., **20**: 171-197.

TURNER M.G., GARDNER R.H., O'NEILL R.V. (2001) – *Landscape ecology in theory and practice*. Springer, New York: 401 pp.

La ricerca è stata finanziata dal progetto ex-60% (2003) di R. Chemello.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 621-624

M. Ponti, F. Mastrototaro*

Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali - CIRSA, Università di Bologna, Via S. Alberto, 163 - 48100 Ravenna, Italia.
massimo.ponti@unibo.it
*Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

DISTRIBUZIONE DEI POPOLAMENTI AD ASCIDIE SUI FONDALI ROCCIOSI (TEGNÙE) AL LARGO DI CHIOGGIA (VENEZIA)

ASCIDIANS ASSEMBLAGES DISTRIBUTION ON THE HARD BOTTOMS (TEGNÙE) OUT OF CHIOGGIA (VENICE)

Abstract

Ascidians distribution was investigated on 12 rocky outcrops out of Chioggia (northern Adriatic Sea). Polycitor adriaticus *was the most abundant species (max density 124 colonies m^{-2}). It was present at all sites and its abundance and percent cover was related to the distance from the coast.* Aplidium conicum *was present at 4 sites with a maximum of 8 colonies m^{-2}, while* A. tabarquensis *was present at 3 sites (max 34 colonies m^{-2}).* A. densum *and* Cystodytes dellechiajei *were present at 2 different sites with respectively a maximum of 27 and 18 colonies m^{-2}.*

Key-words: *Ascidians, northern Adriatic Sea,* Polycitor adriaticus*,* Aplidium conicum*,* A. tabarquensis*.*

Introduzione

Al largo di Chioggia sono presenti formazioni rocciose, localmente note col nome di "Tegnùe". Tali formazioni sono costituite in gran parte da concrezioni organogene che ospitano popolamenti bentonici ancora poco noti. Gli studi fino ad ora pubblicati (Brunetti, 1994; Gabriele *et al*., 1999; Mizzan, 2000; Molin *et al*., 2003) descrivono i popolamenti bentonici in alcuni siti specifici senza però evidenziarne la loro distribuzione su vasta scala spaziale. Nel presente studio è stata presa in considerazione la fauna ad ascidie in 12 siti, distribuiti casualmente in un'area vasta circa 250 km^2.

Materiali e metodi

Tra i numerosi affioramenti rocciosi noti al largo di Chioggia (Newton e Stefanon, 1975; Mizzan, 2000; Giovanardi *et al*., 2003) sono stati scelti casualmente 12 siti in cui sono stati analizzati i popolamenti bentonici nell'agosto 2003 e nell'agosto 2004 (Fig. 1). I siti erano distanti tra loro non meno di 500 metri ed 8 di essi sono stati scelti all'interno della Zona di Tutela Biologica di Chioggia, ove tali affioramenti rocciosi sono più estesi. La profondità variava dai 19 ai 27 m, mentre la distanza dalla costa dai 6 ai 24 km. La distribuzione dei popolamenti ad ascidie è stata valutata mediante campionamento fotografico casuale, su area standard di 0,031 m^2/foto (20 repliche), e riprese video, lungo transetti di 50 metri di lunghezza. Per una corretta diagnosi specifica, sono stati raccolti, per ogni nuova tipologia specifica incontrata, alcuni campioni di riferimento sui quali sono state eseguite le tradizionali operazioni di identificazione specifica secondo le più aggiornate chiavi dicotomiche disponibili.

Risultati

Sono state rilevate 9 specie d'ascidie. Le specie di cui è stato possibile ana-

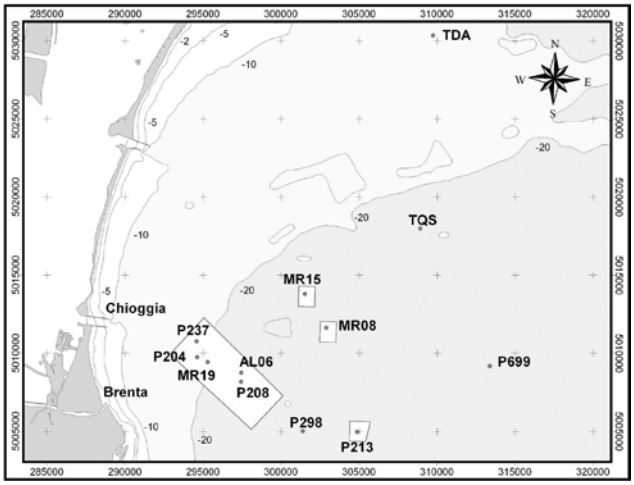


Fig. 1 - Siti di campionamento (Adriatico settentrionale, coordinate UTM33 WGS84). I riquadri indicano le Zone di Tutela Biologica.
Sampling sites (northern Adriatic Sea, coordinate system UTM33 WGS84). Squares delimited the No Take Zones.

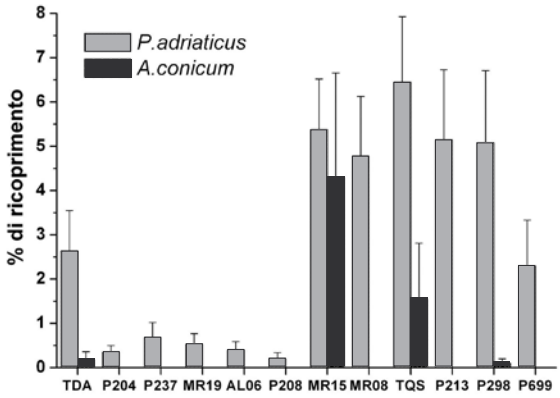


Fig. 2 - Ricoprimento % di *Polycitor adriaticus* ed *Aplidium conicum* in ciascun sito (+ err. st., n=20).
Percent cover of Polycitor adriaticus *and* Aplidium conicum *in each site (+ st. err., n=20).*

lizzare la distribuzione spaziale, sono state *Polycitor adriaticus* (Drasche, 1883), *Aplidium conicum* (Olivi, 1792), *Aplidium tabarquensis* Ramos-Espla, 1991, *Aplidium* cfr. *densum* (Giard, 1872) e *Cystodytes dellechiajei* (Della Valle, 1877). Le

altre ascidie osservate *Phallusia mammillata* (Cuvier, 1815), *Phallusia fumigata* (Grube, 1864), un Pyuridae non meglio identificabile e, limitatamente al 2003, *Clavelina sabbadini* Brunetti, 1987 erano presenti in maniera sporadica. *P. adriaticus* era presente in tutti i siti con valori di ricoprimento variabili da 0,20±0,14% a 6,45±1,48% (Fig. 2) e con una densità massima di 124±31 colonie m^{-2}. L'analisi

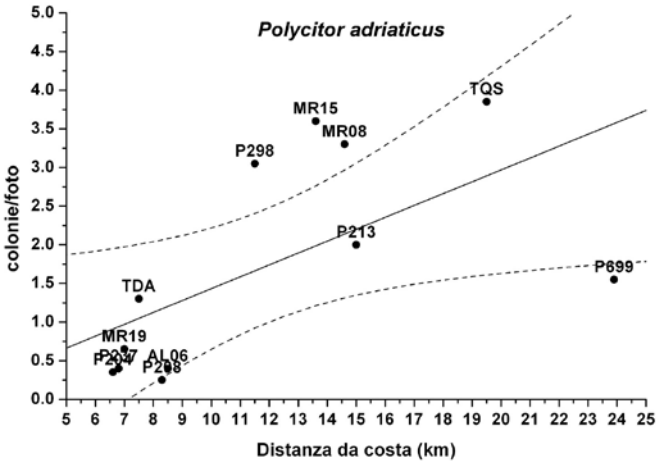


Fig. 3 - Abbondanza di *Polycitor adriaticus* in relazione alla distanza da costa (retta di regressione e intervallo di confidenza al 95%).
Relation among distance from the coast and abundance of Polycitor adriaticus *(regression line and 95% confidence limits were shown).*

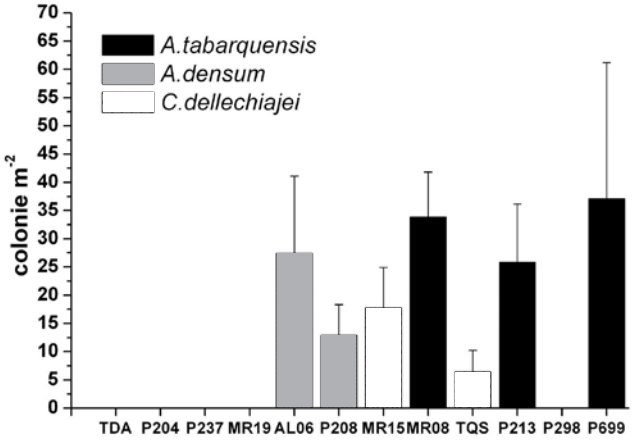


Fig. 4 - Abbondanza di *Aplidium tabarquensis*, *A.* cfr. *densum* e *Cystodytes dellechiaje* in ciascun sito (+ err. st., n=20).
Abundance of Aplidium tabarquensis*,* A. *cfr.* densum *and* Cystodytes dellechiaje *in each site (+ st. err., n=20).*

della varianza indica differenze di ricoprimento ed abbondanza significative tra i siti (P<0,001). L'abbondanza di *P. adriaticus* non varia con la profondità ma mostra un incremento significativo con la distanza da costa (P<0,05; R=0,617; Fig. 3). *A. conicum* è risultato presente in 4 siti, raggiungendo il ricoprimento di 4,3±2,36% (Fig. 2) nel sito MR15 (8,0±4,0 colonie m^{-2}). *A. tabarquensins*, segnalato per la prima volta in quest'area, raggiunge la densità media di 33,9±7,9 colonie m^{-2} (sito MR08; Fig. 4). *Aplidium* cfr. *densum* è risultato presente solo nei siti AL06 e P208 (max 27,4±13,7 colonie m^{-2}), mentre *Cystodytes dellechiajei* è stato rinvenuto in MR15 e TQS (max 17,7±7,2 colonie m^{-2}; Fig. 4).

Conclusioni

Le ascidie più abbondanti sui substrati rocciosi delle "Tegnùe" di Chioggia sono *Polycitor adriaticus* e *Aplidium conicum*. Le cinque specie, sufficientemente abbondanti per analizzarne la distribuzione, mostrano un'elevata variabilità d'abbondanza sia all'interno dei siti sia tra i siti. La loro distribuzione a larga scala non appare correlata con l'estensione dei substrati e la profondità, solo *P. adriaticus* mostra un incremento di abbondanza di colonie con la distanza da costa.

Ringraziamenti

Si ringraziano P. Mescalchin, R. Andreotti, M. Costantini, A. Guerra, M. Tumedei, C. Mazzoldi, M.B. Rasotto, G. Franceschini e l'Associazione Tegnùe di Chioggia.

Bibliografia

BRUNETTI R. (1994) - Ascidians of the northern Adriatic Sea. Aplousobranchia 1. *Italian Journal of Zoology,* **61** (1): 89-96.

GABRIELE M., BELLOT A., GALLOTTI D., BRUNETTI R. (1999) - Sublittoral hard substrate communities of the northern Adriatic Sea. *Cahiers de Biologie Marine,* **40**: 65-76.

GIOVANARDI O., CRISTOFALO G., MANZUETO L., FRANCESCHINI G. (2003) - New data on biogenic reefs (Tegnue of Chioggia) in Adriatic. In: Özhan E. (ed), *Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment*. MEDCOAST 03, Ravenna, Italy: 103-116.

MIZZAN L. (2000) - Localizzazione e caratterizzazione di affioramenti rocciosi delle coste veneziane: primi risultati di un progetto di indagine. *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia,* **50**: 195-212.

MOLIN E., GABRIELE M., BRUNETTI R. (2003) - Further news on hard substrates communities of the northern Adriatic Sea with data on growth and reproduction in *Polycitor adriaticus* (Von Drasche, 1883). *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia,* **54**: 19-28.

NEWTON R.S., STEFANON A. (1975) - The "Tegnue de Ciosa" area: patch reefs in the northern Adriatic Sea. *Marine Geology,* **8**: 27-33.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 625-628

M. Ponti, M. Tumedei, F. Colosio, M. Abbiati

Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali - CIRSA, Università di Bologna,
Via S. Alberto, 163 - 48100 Ravenna, Italia.
massimo.ponti@unibo.it

DISTRIBUZIONE DEI POPOLAMENTI EPIBENTONICI SUI FONDALI ROCCIOSI (TEGNÙE) AL LARGO DI CHIOGGIA (VENEZIA)

BENTHIC ASSEMBLAGES DISTRIBUTION ON THE HARD BOTTOMS (TEGNÙE) OUT OF CHIOGGIA (VENICE)

Abstract

Distribution of macrobenthic assemblages was investigated on 12 rocky outcrops offshore of Chioggia (northern Adriatic Sea) using photographic sampling. Overall 45 taxa were identified. The pattern of distribution of the assemblages is correlated to the geographical location and to the size of the outcrops. Algal turf and the encrusting sponge Dictyonella incisa *dominated the outcrops close to the shore, while calcareous red algae were more abundant on the eastern sites, and Clionaidae characterised the northern outcrop.*

Key-words: *outcrops, northern Adriatic Sea, sessile species, marine parks.*

Introduzione

Col termine "Tegnùe" sono indicate delle formazioni rocciose rinvenibili nell'Adriatico settentrionale dai 15 ai 40 m di profondità e con estensioni da pochi a diverse centinaia di m^2 (Giovanardi *et al*., 2003). I popolamenti di questi affioramenti sono stati descritti solo in alcuni siti (Gabriele *et al*., 1999; Mizzan, 2000; Soresi *et al*., 2004), lo scopo del presente studio è di investigare la distribuzione delle specie epibentoniche su vasta scala spaziale.

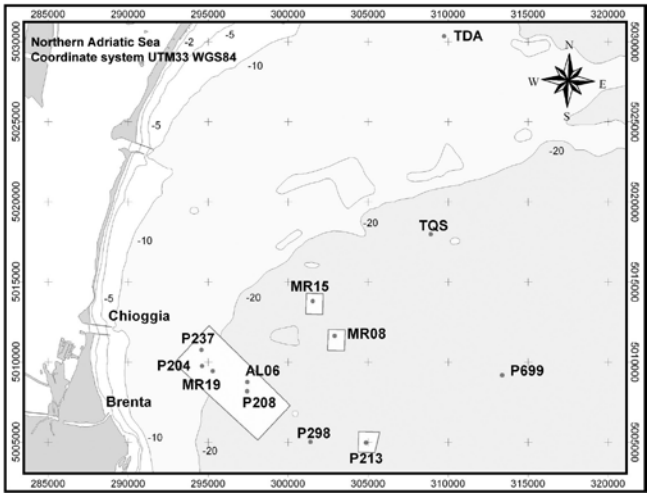


Fig. 1 - Area di studio e siti di campionamento. I riquadri indicano le Zone di Tutela Biologica.
Study area with sampling sites. Squares delimited the No Take Zones.

Materiali e metodi

Nell'agosto 2003 sono stati analizzati i popolamenti epibentonici di 12 siti, distanti tra loro più di 500 m e distribuiti casualmente in un'area di circa 250 km^2 (Fig. 1). La profondità va da 19 a 27 m e la distanza da costa da 6 a 24 km. Il ricoprimento degli organismi è stato valutato mediante foto (0,031 m^2/foto, 10 foto/sito) e campioni per il riconoscimento. I popolamenti sono stati analizzati con ordinamento PCO, *cluster analysis* e PERMANOVA (trasf. radice quadrata, indice di Bray-Curtis; McArdle e Anderson, 2001). La correlazione tra l'ordinamento dei popolamenti e le variabili ambientali è stata rappresentate con vettori sul grafico PCO e analizzata con la regressione multipla (McArdle e Anderson, 2001). La distribuzione dei singoli taxa è stata valutata con l'analisi della varianza.

Risultati e conclusioni

Sono stati identificati 45 taxa comprendenti rodofite, poriferi, cnidari, briozoi e ascidie. I popolamenti mostrano un'elevata eterogeneità spaziale, con differenze tra i siti (P<0,001). L'ordinamento PCO (Fig. 2) e l'analisi dei *cluster* mostrano quattro tipologie di popolamenti. Queste similarità si correlano con la posizione

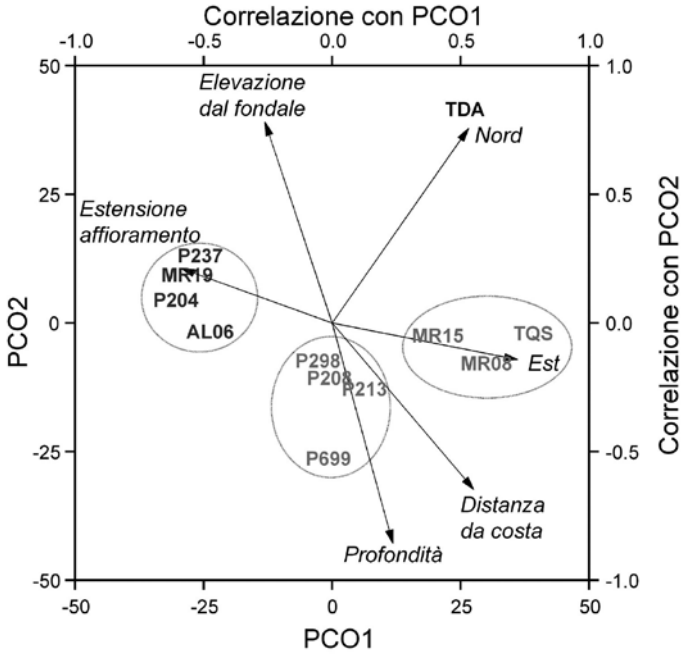


Fig. 2 - Ordinamento PCO basato sui dati di ricoprimento in cui sono evidenziati i gruppi di siti ottenuti dall'analisi dei *cluster* (similarità 55%) e le correlazioni con le variabili geografiche e morfologiche degli affioramenti.

PCO ordination plot of the benthic assemblages. The results of cluster analysis (55% of similarity) and the correlation of geographical and morphological variables were shown.

geografica dei siti (Est: $P<0,01$; Nord: $P<0,01$), la distanza da costa ($P<0,05$), la profondità ($P<0,05$) e l'estensione degli affioramenti ($P<0,05$), ma non con l'elevazione dal fondale. La maggior parte dei taxa mostra differenze di ricoprimento significative tra i siti. Il feltro algale, presente in tutti i siti, è più abbondante in quelli occidentali e in quelli più meridionali (Fig. 3a). Le rodofite calcaree sono più abbondanti nelle stazioni orientali più al largo e più profonde (Fig. 3b). Le spugne Clionaidae dominano nella stazione TDA e sono molto abbondanti anche nelle stazioni orientali (Fig. 3b). La spugna incrostante *Dictyonella incisa* è più abbondante nei siti vicino a costa. Su larga scala i popolamenti mostrano netti *pattern* di distribuzione spaziale, nonostante la loro elevata eterogeneità locale. L'elevata correlazione tra le dissimilarità dei popolamenti e le distanze geografiche suggerisce che la durata della fase larvale e/o la circolazione possano contribuire in modo rilevante al differenziamento, in sinergismo con altri fattori abiotici (tassi di sedimentazione, trasparenza dell'acqua, ecc.) e biotici (competizione, predazione, ecc.). Ulteriori studi a carattere sperimentale permetteranno di valutare l'importanza relativa dei diversi fattori nello strutturare i popolamenti. I dati acquisiti serviranno per valutare le variazioni temporali ed i possibili effetti dell'istituzione della Zona di Tutela Biologica e l'impatto dei subacquei.

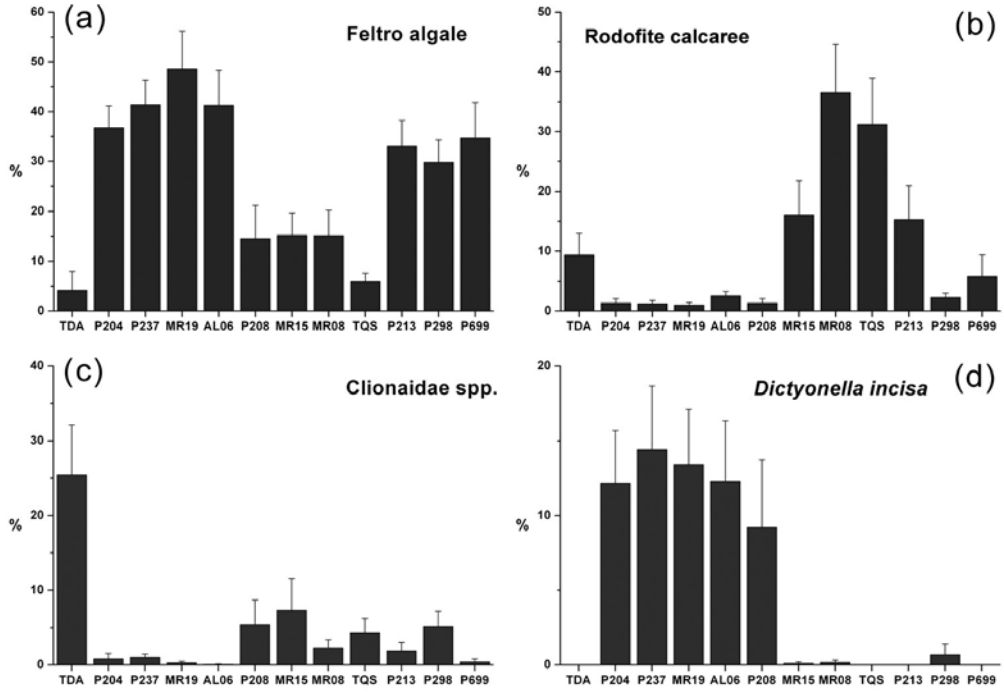


Fig. 3 - Ricoprimento di feltro algale, rodofite calcaree, Clionaidae e *Dictyonella incisa* (+es, n=10).

Percent cover of algal turf, calcareous red algae, Clionaidae spp. and Dictyonella incisa *(+se, n=10).*

Ringraziamenti

Si ringraziano l'Ass. Tegnùe di Chioggia, R. Andreotti, P. Mescalchin, M. Costantini e A. Guerra per l'aiuto in campo. Si ringraziano per le determinazioni tassonomiche G. Bressan, B. Calcinai, C. Cerrano, M. Pansini e F. Mastrototaro.

Bibliografia

GABRIELE M., BELLOT A., GALLOTTI D., BRUNETTI R. (1999) - Sublittoral hard substrate communities of the northern Adriatic Sea. *Cahiers de Biologie Marine,* **40**: 65-76.

GIOVANARDI O., CRISTOFALO G., MANZUETO L., FRANCESCHINI G. (2003) - New data on biogenic reefs (Tegnue of Chioggia) in Adriatic. In: Özhan E. (ed), *Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment*. MEDCOAST 03, Ravenna, Italy: 103-116.

MCARDLE B.H., ANDERSON M.J. (2001) - Fitting multivariate models to community data: A comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology,* **82** (1): 290-297.

MIZZAN L. (2000) - Localizzazione e caratterizzazione di affioramenti rocciosi delle coste veneziane: primi risultati di un progetto di indagine. *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia,* **50**: 195-212.

SORESI S., CRISTOFOLI A., MASIERO L., CASELLATO S. (2004) - Benthic communities of rocky outcrops in the northern Adriatic Sea: a quantitative survey. *Rapport du 37e Congrès de la CIESM*: 331.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 629-632

F. Rende, R. Cozza, A.M. Innocenti

Dipartimento di Ecologia, Università della Calabria,
Ponte Pietro Bucci, cubo 6b – 87036 Arcavacata di Rende (CS), Italia.
sante.rende@unical.it

DINAMICA DI CRESCITA IN PRATERIE DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE SOTTOPOSTE A DISTURBI AMBIENTALI

GROWTH DYNAMICS OF POSIDONIA OCEANICA *(L.) DELILE MEADOWS IN DIFFERENT ENVIRONMENTAL CONDITIONS*

Abstract

In this work the lepidochronology (a method that estimates the age of leaf sheaths persisting on the rhizomes after the leaf blade fall) as a tool to analyse seagrass dynamics. We analysed two meadows of P. oceanica *(Monocotyledones, Potamogetonaceae) placed along the Dino Island (South Italy) subject to different environmental stress. Was used the results show a decline in the shoot leaf production in* P. oceanica *shoots sampled in the disturbed site vs the preserved one; furthermore the same data provide evidence of the lepidochronology as suitable method for detecting environmental disturbances.*

Key-words: Posidonia oceanica*, lepidochronology, indicator species.*

Introduzione

Posidonia oceanica (L.) Delile, fanerogama marina endemica del Mediterraneo, si distribuisce lungo le coste formando densi popolamenti (praterie) che contribuiscono alla produzione di cospicue quantità di biomassa ed energia e favoriscono anche l'insediamento di diversificate comunità algali e animali (Mazzella *et al*., 1989); inoltre la presenza delle praterie stabilizza i sedimenti contenendo i fenomeni di erosione costiera (Jeudy de Grissac, 1984).

Le stesse praterie, a causa della loro sensibilità ai disturbi ambientali, sono considerate ottimi indicatori della qualità degli ambienti marini costieri (Pergent *et al*., 1995). A tale scopo caratteri macrostrutturali (copertura, limite inferiore, densità), fenologici (morfometria dei ciuffi) e funzionali (crescita e produzione primaria) possono essere utilizzati come indicatori di risposta integrata ad un eventuale fattore di disturbo (Pergent *et al*., 1995). Recentemente si sta ponendo l'attenzione all'uso della lepidocronologia (stima delle variazioni dello spessore della scaglie che persistono sul rizoma dopo la caduta delle foglie) come strumento per studiare la dinamica della pianta in termini di crescita annuale e produzione primaria (Pergent-Martini *et al.*, 1994).

Scopo del presente lavoro è quello di verificare la sensibilità dell'analisi lepidocronologica nel rilevare condizioni di disturbo ambientale.

Materiali e metodi

Lo studio è stato effettuato in due località del Tirreno e precisamente presso l'Isola di Dino (Praia a Mare - CS), sito disturbato (D) rispetto ad una località di controllo (C) posta 20 Km più a sud (San Nicola Arcella - CS). Più precisamente, le praterie insediate a nord dell'Isola di Dino appaiono soggette, ad una più elevata pressione antropica, e a fenomeni di intorbidimento delle acque per la presenza del fiume Noce; le praterie di San Nicola Arcella, invece sono meno

soggette a pressioni antropiche e si presentano in ottimo stato di conservazione sulla base di evidenze macrostrutturali e fenologiche, Rende *et al*. (2005).

Campioni di rizomi ortotropi (n=60) sono stati prelevati in marzo (corrispondente alla ripresa vegetativa della pianta) sia dal sito di controllo che dal sito disturbato. In ciascun sito il campionamento è stato condotto all'interno di 3 aree (di circa 25 m^2), scelte con tecniche di campionamento casuale. In ogni area sono stati prelevati 10 fasci fogliari in immersione autonoma con autorespiratore ad aria. Sui campioni prelevati sono stati rilevati alcuni parametri fenologici (n°, lunghezza e larghezza delle foglie e indice LAI, *leaf area index,* inteso come stima della superficie fogliare fotosintetizzante). Per le analisi lepidocronologiche sono state rilevate le variazioni cicliche dello spessore delle scaglie presenti sul rizoma, mediante l'uso di un calibro, che ha permesso anche di isolare e datare i singoli frammenti di rizomi corrispondenti al periodo di un anno e ricostruire così gli andamenti vegetativi pregressi (Pergent, 1990).

Il tasso di crescita annuale del rizoma e la stima della produzione media sono state ottenute secondo Pergent *et al*. (1995). Dall'analisi lepidocronologica si è pervenuto anche al n° di foglie prodotte per fascio per anno.

Risultati

I risultati relativi alle variabili macrostrutturali mettono in evidenza una maggiore densità della prateria nel sito di controllo (785,3±124,2 fasci/m^2) rispetto al sito disturbato (534,6±32,7fasci/m^2); tali densità lasciano ascrivere la prateria del sito C a "prateria molto densa" appartenente al I stadio di Giraud (1977) e/o a "densità eccezionale" secondo Pergent *et al.* (1995); la prateria del sito D, invece come "prateria rada" appartenente al II stadio di Giraud e/o a "densità normale"secondo Pergent *et al.* (1995) (Tab. 1). I parametri fenologici relativi alla lunghezza delle foglie, evidenziano valori significativamente più elevati nel sito di C vs il sito D, con una netta influenza sul valore del LAI, che nel sito C mostra un valore del 56% maggiore rispetto al sito D (Tab. 1).

Tab. 1 - Valori delle variabili macrostrutturali delle praterie di *Posidonia oceanica* (± ES; n=30). *Values of the structural variables of* Posidonia oceanica *meadows (± SE; n=30).*

Parametri	Sito Disturbato	Sito Controllo
Densità (fasci/m2)	534,6±32,7	785,3±124,2
Tipologia secondo Giraud (1977)	Prateria densa	Prateria molto densa
Tipologia secondo Pergent *et al* (1995)	Densità Normale	Densità Eccezionale
LAI	8,83	20,52
Superficie fogliare fascio (cm^2)	165,2	261,3
Lunghezza foglie adulte/fascio (cm)	33,3±0,85	56,8±1,25
Lunghezza foglie intermedie/fascio (cm)	34,6±1,41	52,7±2,19
Lunghezza foglie giovanili/fascio (cm)	0,81±0,06	1,97±0,11
Larghezza foglie adulte/fascio (cm)	0,85±0,007	0,88±0,006
Larghezza foglie intermedie/fascio (cm)	0,83±0,008	0,86±0,007
Larghezza foglie giovanili/fascio (cm)	0,68±0,009	0,8±0,009

Il tasso di crescita annuale dei rizomi (mm/anno) riscontrato nel sito di controllo mostra un andamento piuttosto stabile nell'intervallo temporale dal 1991 al 2000, con un valore massimo di 10,59±0,66 mm/a osservato nel '96. Nel sito disturbato è stato riscontrato un tasso di crescita dei rizomi tendenzialmente più basso rispetto al sito di controllo con un valore massimo di 7,72±0,27 mm/a nel '91 (Fig. 1).

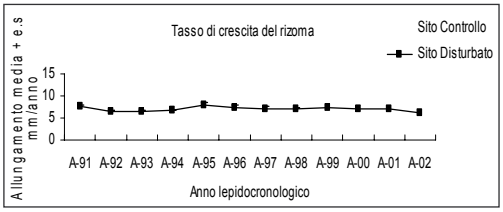


Fig. 1 - Tasso di crescita del rizoma (mm/anno) (± ES; n=30).
Rhizome growth rate (mm/year) (± SE n=30).

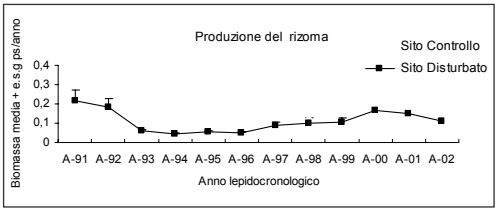


Fig. 2 - Produzione del rizoma (g ps/anno) (± ES; n = 30).
Biomass rhizome (g dw/year). (± SE; n=30).

Meno chiaro appare l'andamento della stima della produzione primaria media, che mostra tassi più elevati nel sito C vs il sito D nel periodo'92-'98 con un valore di produzione massima del '97 per il sito C (0,27±0,071 g ps/anno); il sito D, invece, evidenzia una netta diminuzione dal '91 al '93 ed, in seguito, un andamento piuttosto costante fino al '99 quando mostra una leggera ripresa fino al 2002 (Fig. 2).

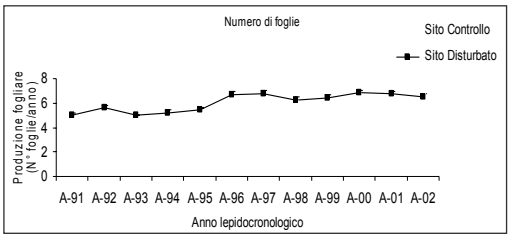


Fig. 3 - Numero foglie/anno (± ES; n=30).
Number of the old leaves /year. (± SE; n=30).

Per quanto riguarda il numero medio di foglie/fascio per anno, non si osservano differenze significative tra i due siti tranne che lievi differenze nel periodo '91-'95 (Fig. 3).

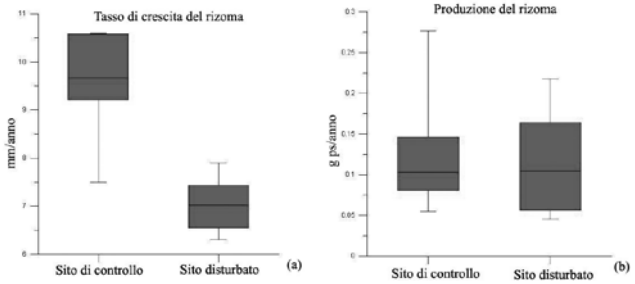


Fig. 4 - Tasso di accrescimento (a) e produzione (b) del rizoma con diagramma Box e Whisker.
Rhizome growth rate and rizhome biomass represented by Box and Whisker diagram.

La rappresentazione degli stessi risultati mediante diagrammi Box e Whisker (con restituzione grafica integrata nel tempo di valore medio e valori massimo e minimo) evidenzia come la maggiore differenza tra il sito C vs il sito D si ha a

carico del parametro crescita annuale del rizoma con sostanziali differenze tra i due siti sia per i valori medi che per i valori massimi (Fig. 4a). Differenze più lievi si evidenziano nei valori medi del parametro della produzione del rizoma tra il sito C vs il sito D che diventano più accentuate sui valori massimi (C=0,27 g ps/anno Vs D=0,21 g ps/anno) (Fig. 4b).

Conclusioni

Le analisi macrostrutturali condotte sulle praterie sottoposte a diverse condizioni di disturbo ambientale hanno permesso, nel periodo analizzato, di discriminare i due siti e di verificare che sia la densità che il L.A.I risultano più elevati nel sito di C rispetto al sito D. I dati fenologici relativi alle foglie, oltre che confermare i dati macrostrutturali, suggeriscono che il fattore abiotico torbidità, maggiore nel sito D, incida pesantemente sulla pianta limitando i processi fotosintetici e quindi la crescita delle stesse foglie. Non siamo in grado di stabilire in che misura lo stress antropico (molto forte nel sito D) concorra ad influenzare gli stessi parametri. Ciò che i nostri dati sottolineano è che tale situazione di "sofferenza" è rinvenibile già nel passato, attraverso l'analisi lepidocronologica che mostra come i due siti siano discriminabili per tutto l'arco di tempo da noi considerato (1991-2002). Infatti, soprattutto per quanto riguarda il tasso di crescita dei rizomi, esso presenta valori sempre più elevati nel sito C vs il sito D. Pur con delle variazioni annuali, sia la produzione media annua del rizoma che il numero di foglie/fascio/anno mostrano valori tendenzialmente maggiori nel sito C vs il sito D.

Tali risultati suggeriscono che l'analisi lepidocronologica può risultare non solo un valido strumento per ricostruire il *trend* vegetativo e produttivo di un arco temporale passato, ma anche un valido strumento per verificare la presenza di cambiamenti abiotici e/o biotici che possono avere influenzato la dinamica della prateria.

Bibliografia

GIRAUD G. (1977) - Contribution à la description et à la phenologie quantitative des herbiers de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Thèse Doct. Spécialité Océanol.* Univ. Aix-Marseille, **2**: 1-150.

JEUDI DE GRISSAC A. (1984) - Effets des herbiers à Posidonia oceanica sur la dynamique marine et la sédimentologie littorale. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), *First International Workshop on* Posidonia oceanica *beds. GIS Posidonie press.,* Marseille: 437-443.

MAZZELLA L., SCIPIONE M.B., BUIA M.C. (1989) - Spatio-temporal distribution of algal and animal communities in a *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadow. *Mar. Ecol.,* **10**: 107-131.

PERGENT G. (1990) - Lepidochronological analysis of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: standardized approach. *Aquatic Bot.,* **37**: 39-54.

PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., BOUDERESQUE C.F. (1995) - Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état de conneissances. *Mésogée.,* **54**: 3-29.

PERGENT-MARTINI C., RICO -RAIMONDINO V., PERGENT G. (1994) - Primary production of *Posidonia oceanica* in the Mediterranean basin. *Mar. Biol.,* **120**: 9-15.

RENDE F., CARDILIO M., COZZA R., INNOCENTI A.M. (2005) – Monitoraggio delle praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile nel sito SIC dell'isola di Dino. *Biol. Mar. Medit.,* **12** (1): 436-441.

Lavoro eseguito nell'ambito del Progetto MEMOBIOMAR-CLUSTER C10, finanziato dal MURST nell'ambito del Potenziamento delle Reti di Ricerca delle aree depresse del Sud (delibere CIPE 29.12.1995, 08.08.1996, 28.08. 1997).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 633-635

R. Sandulli, M. Gallo D'Addabbo, C. Parisi, A. Pentassuglia, S. De Zio Grimaldi

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via E. Orabona, 4 - 70125 Bari, Ita1ia.
r.sandulli@biologia.uniba.it

THE MEIOFAUNA OF FAANU MADUGAU "BLUE HOLE" (ARI ATOLL, MALDIVES)

LA MEIOFAUNA DEL "BUCO BLU" DI FAANU MADUGAU (ATOLLO DI ARI, ISOLE MALDIVE)

Abstract

The meiofauna of a Maldivian "Blue Hole" (Faanu Madugau, Ari Atoll) was investigated during the VIII Albatros/ISSD Oceanographc Cruise (April 2004). Sediment samples were collected by SCUBA diving hand coring at 4 different depths in the Blue Hole (–17, –32, –36 and –77 m). At the upper three depths meiobenthic abundance, where environmental conditions appear more oxidised, diversity and taxa richness were comparable with those recorded along other reefs sampled during the present study. The meiofauna of the deeper samples was essentially represented by very few genera of nematodes with Dapto-nema *as highly dominant. The severely reduced conditions of the deep muds might be responsible for such a marked reduction in abundance, diversity and taxa richness.*

Key-words: *meiobenthos, Maldives, Blue Hole, Nematoda.*

Introduction

During the VIII Albatros/ISSD Oceanographic Cruise in the Maldivian Islands, April 2004, a preliminary study on the meiofauna of a seawater-flooded cave (Blue Hole) of Faanu Madugau peripheral reef (Ari Atoll), was carried out. This Maldivian blue hole was very recently discovered (1999) and was described by Colantoni *et al*. (2003). Similar geological features were not known in the Indian Ocean, and there is no much literature about meiofauna of this peculiar environment.

Materials and methods

The Faanu Madugau Blue Hole opens at about 30 m depth and ends at 75-82 m depth on a muddy bottom. The sediment samples were collected in triplicate through 2.8 cm diameter corers (6.5 cm^2) during SCUBA-diving at 4 different depths (–17, –32, –36 and –77 m), in order to evaluate meiofauna composition and diversity. Meiofauna was preserved with 5% formalin-seawater, stained with Rose Bengal, and separated in laboratory with the decantation technique through a 43 μm mesh sieve. Nematodes were identified to the genus level mainly according to Lorenzen (1994), Platt & Warwick (1983; 1988) and Warwick *et al.* (1988).

Results and conclusions

Among the main characteristics of this Maldivian "Blue Hole" is the high concentration of H_2S in the water column, generating a distinct chemocline. All the sites above the chemocline (down to 36 m depth) are characterized by abundant and

rather diverse meiobenthic communities, comparable to those encountered along the reefs sampled during this study (mean abundance: 4034 individuals/10 cm^2 ±234 SD; mean H': 1.23; mean J: 0.3). Such communities are, in fact, represented by a high number of different taxa: nematoda (83%), copepoda (13%), annelida (3%), and kinorhyncha, turbellaria, ostracoda, ciliophora, tardigrada, halacaroidea, gastrotricha (altogether 1%).

Tab. 1 - Genera of Nematodes collected in the Blue Hole sediments.
Generi di nematodi raccolti nei sedimenti del Buco Blu.

Sites		**1**	**2**	**3**	**Bta**	**Btb**	**Sites**		**1**	**2**	**3**	**Bta**	**Btb**
Depths (m)		**17**	**32**	**36**	**77**	**77**	**Depths (m)**		**17**	**32**	**36**	**77**	**77**
GENERA	**F.T.**	**n°**	**n°**	**n°**	**n°**	**n°**	**GENERA**	**F.T.**	**n°**	**n°**	**n°**	**n°**	**n°**
Enoplolaimus	2B		1	1			Molgolaimus	1A		6	1	1	
Anoplostoma	1B			24			Onyx	2B	4				1
Anticoma	1A			2			Paradesmodora	2A		4	1	1	
Parironus	2B		2				Sigmophoranema	2B		1			
Syringolaimus	2B		1	3			Spirinia	2A		2			
Cylicolaimus	2B		1				Stygodesmodora	2A		3			
Oxystomina	1A		1				Metepsilonema	1A				1	
Filoncholaimus	2B		1				Dracograllus	1A			4		
Mononcholaimus	2B			1			Draconema	1A			1		
Viscosia	2B	1	1				Microlaimus	2A	2				
Rhabdonemania	2B		4	3			Diplopeltoides	1A			1		
Ledovitia	2B	1					Ceramonema	1A		2	1		
Chromadorina	2A				1		Dasynemoides	1A			1		
Chromadorita	2A	4					Pselionema	1A		1	1		
Dichromadora	2A	10					Paramicrolaimus	2A		1	3		
Graphonema	2A		2				Quadricoma	1A		1			
Neochromadora	2A			2			Tricoma	1A		1			
Prochromadorella	2A			2			Daptonema	1B	6			91	15
Spilophorella	2A			1			Elzalia	1B		1			
Longicyatholaimus	2A		5				Theristus	1B		2			
Marylynnia	2A	8					Sphaerolaimus	2B	3	6	6		
Metacyatholaimus	2A	2					Didelta	1B		3			
Praeacanthonchus	2A		2				Metalinhomoeus	1B		1			
Paralongicyatholaimus	2A		1				Terschellingia	1A	15	3	2		
Halichoanolaimus	2B			2		1	Axonolaimus	1B			2		
Richtersia	1B		6	5			Odontophora	1B			1		
Dorylaimopsis	2A	8	16	4			Paraodontophora	1B	6		1		
Laimella	2A		1	1			Diplopeltula	1A		1			
Setosabatieria	1B		1				Southerniella	1A		1			
Sabatieria	1B	20		4			**Total individuals identified**		**58**	**52**	**75**	**3**	**2**
Chromaspirina	2B		1				**Total individuals per sample**		**3906**	**1419**	**1000**	**286**	**21**
Desmodora	2A	4	3	5	2		**Total genera identified**		**9**	**19**	**16**	**2**	**2**
Eubostrichus	1A					1	**H'**		**3,47**	**4,66**	**4,11**	**0,47**	**0,91**
Metachromadora	2B		2	15			**J**		**0,89**	**0,90**	**0,84**	**0,18**	**0,46**

The abundance of total meiofauna and nematodes in the upper three sites (1-3) tends to decrease with depth; on the contrary, correspondingly, nematodes diversity increases. The former could be due to the finer sediments at –32 and –36 m that might limit interstitial forms. The latter may be possibly due to an higher number of genera more evenly partitioned among feeding types.

Meiofauna of the Blue Hole bottom, well below the chemocline, is very scarce and essentially represented by a few genera of nematodes (mean abundance:

251 ind./10 cm^2 ±36 SD, mean H': 0.5; mean J: 0.3), that due to their high adaptability have been capable to colonize the extremely reduced sediments of such an environment (Fig. 1). The complete list of nematoda genera collected in this study is shown in Tab. 1. In particular, *Daptonema* (Xyalidae, Feeding Type: 1B, non-selective deposit feeders) resulted the most abundant genus in the bottom muds. This genus makes up to 97% of total nematofauna found in the muddy sediments. The remaining genera (*Desmodora, Paradesmodora* and *Onyx*) are represented by only one or two individuals. The high adaptability of *Daptonema* is here confirmed by its success in such an hostile and stressing habitat.

Further investigations are needed for a better understanding of the role of such nematodes in this severe and peculiar environments.

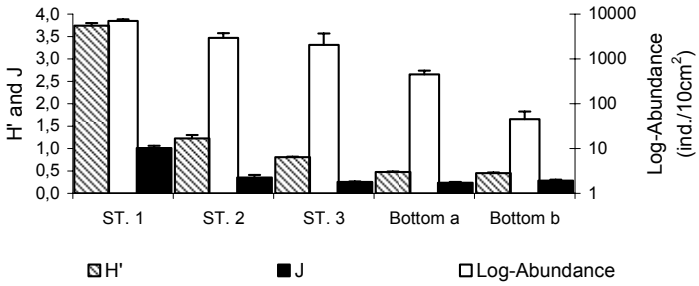


Fig. 1 - Mean Abundance, H' and J diversities ±SD of total meiofauna in the Blue Hole.
Abbondanza media, indice di diversità di Shannon (H') e di Eveness (J) ±DS della meiofauna totale nel Buco Blu.

Acknowledgements

The first author is grateful to members of ISSD (International School for Scientific Diving), in particular to professors Colantoni, Bianchi and Morri, and to Dr Sandrini (Albatros Top Boat) for his participation into the VIII oceanographic cruise.

References

COLANTONI P., BALDELLI G., BIANCHI C.N., CAPACCIONI B., MORRI C., SANDRINI M., TASSI F. (2003) - A cave flooded by marine water with hydrogen sulphide highlights the recent evolution of the Maldives (Indian Ocean): preliminary notes. *Le Grotte d'Italia, s. V,* **4**: 29-37.

LORENZEN S. (1994) - *The phylogenetic systematics of freeliving nematodes*. The Ray Society, London: 383 pp.

PLATT H.M., WARWICK R.M. (1983) - *Free-living Marine Nematodes*. Part I. British Enoplids. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 307 pp.

PLATT H.M., WARWICK R.M. (1988) - *Free-living Marine Nematodes*. Part II. British Chromadorids. E.J. Brill/Dr. W. Backhuys, New York: 502 pp.

WARWICK R.M., PLATT H.M., SOMERFIELD P.J. (1998) - *Free-living marine nematodes*. Part III Monhysterids: pictorial key to world genera and notes for the identification of British species. *Synopses of the British fauna (new series)*, 53. Field Studies Council: Shrewsbury, UK: 296 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 636-638

R. Sandulli, M. Gallo D'Addabbo, C. Parisi, A. Pentassuglia, S. De Zio Grimaldi

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via E. Orabona, 4 - 70125 Bari, Ita1ia.
r.sandulli@biologia.uniba.it

BIODIVERSITY OF MEIOBENTHIC COMMUNITIES IN SOME MALDIVIAN ATOLLS (VIII SCIENTIFIC CRUISE, 2004)

OSSERVAZIONI SULLA BIODIVERSITÀ DELLE COMUNITÀ MEIOBENTONICHE DI ALCUNI ATOLLI DELLE ISOLE MALDIVE (VIII CROCIERA SCIENTIFICA 2004)

Abstract

The structure and diversity of meiobenthic communities of some reefs sediments along three Maldivian atolls (South Male, North Ari and South Ari) were investigated. Sediment samples were collected from 10 sites in April 2004 at depths ranging between –5 and –38 m. Results show a rather diverse meiofauna with harpacticoid copepods always dominant and nematodes as second taxon. Nematofauna, identified to the genus level, show a very high diversity and evenness at all sites considered. No apparent effect of depth is evident in the structure of meiobenthic communities in the different sites sampled.

Key-words: *meiobenthos, Maldives, Crustacea, Nematoda.*

Introduction

During the VIII "Albatros" scientific cruise, an investigation on the subtidal Maldivian meiobenthic communities was carried out. Abundance, diversity and structure of meiofauna, with particular reference to nematodes, along several reefs of three atolls (South Male, North Ari and South Ari) were analysed. The lack of literature data on Maldivian meiobenthos led us to start a preliminary study on biodiversity of such communities.

Materials and methods

In April 2004, reef sediments samples were collected from ten sites by means of SCUBA diving hand-coring (2.8 cm diameter corers; 6.5 cm^2), at depths ranging between –5 and –38 m. Meiofauna was firstly anaesthetized with a $MgCl_2$ solution, then preserved with 5% formalin-seawater. Once in the laboratory, meiobenthic organisms were separated with the decantation technique through a 43μm mesh sieve. All individuals were counted and allocated to higher taxa; the nematodes were identified to the genus level using the pictorial keys by Platt and Warwick (1983, 1988) and Warwick *et al.* (1988) and Lorenzen (1994).

Results and conclusions

Most of the sediments sampled were composed by coarse and medium coralline sands ($0.5 \leq \varphi \leq 1.5$). Several meiofaunal taxa were identified, with harpacticoid copepods always dominant at all sites (64% of total meiofauna; mean density: 5934±642 SD ind./10 cm^2). Among the other taxa, nematodes (24% of total meiofauna; mean density: 2136±227 SD ind./10 cm^2), annelids (4% of total meiofauna;

mean density: 396±34 SD ind./10 cm^2), turbellarians (2% of total meiofauna; mean density: 192±19 SD ind./10 cm^2), gastrotrichs (1% of total meiofauna; mean density: 136±12 SD ind./10 cm^2) and tardigrades (1% of total meiofauna; mean density: 43±8 SD ind./10 cm^2) made up the bulk (over than 96%) of total meiofauna (Fig. 1). Nematodes are invariably the second taxon as importance. The total number of higher taxa recorded ranges from 11 to 15 and the Shannon diversity indices (H') show rather high values (1.90≤H'≤2.31, ±1.96 SD), as for the Pielou indices (0.52≤J≤0.61, ±0.67 SD).

The total nematofauna was composed by 99 genera belonging to 26 families (Tab. 1). The most common genera (present in most sites) were *Desmodora, Microlaimus, Desmoscolex, Tricoma* and *Chromadorita.* The most abundant genera were *Paracyatholaimus, Euchromadora, Desmodora, Longicyatholaimus, Microlaimus, Theristus* and *Micronema*. A distinct prevalence of feeding type 2A nematodes (54%) over 1A (24%), 1B (12%) and 2B (10%) is evident considering all sites. This abundance of "epigrowth feeders" nematodes (2A) could be due to several micro-

Tab. 1 - Genera of Nematodes collected in the Maldivian sediments.
*Genera with only 1 individual are cumulated under the voice "Others".
Generi di nematodi raccolti nei sedimenti delle Maldive.
**I generi con un solo individuo sono stati riuniti sotto la voce "Others".*

GENERA	Site	1	2	3	4	5	6	8	9	10	11
	F.T.	Number of Individuals									
Enoplolaimus	2B	1						1			
Mesacanthion	2B			1			1	1	1	2	
Paramesacanthion	2B							1			1
Micoletzkya	1A										2
Anticoma	1A				1					1	
Syringolaimus	2B						1				
Halalaimus	1A	4						1			2
Viscosia	2B	1	6	3	1		5	6			6
Bathyeurystomina	2B	1									
Eurystomina	2B		6	2			1	1			
Symplocostoma	2B	2						1			
Trypiloides	1B		1						1		
Actinonema	2A			3	2			1			1
Chromadora	2A	1	1		1						
Chromadorina	2A	2	1	1	1		1		1		
Chromadorita	2A	1		3	24	2		1	7	1	4
Dichromadora	2A								3		4
Euchromadora	2A	10	24	6	2		3	1	3	27	3
Graphonema	2A	1									
Innocuonema	2A	1	7	2			3				
Neochromadora	2A	1			1	1			1	4	
Prochromadorella	2A	1		1	1		10		6		2
Ptycholaimellus	2A	10							1		
Spilophorella	2A	7	3				1			6	
Steineridora	2A	1							1		
Trichromadora	2A						1				
Comesoma	1B			3							
Longicyatholaimus	2A		4	9	5		49	1			2
Marylynnia	2A	2									
Paracanthonchus	2A			1			1				1
Paracyatholaimoides	2A	1									
Paracyatholaimus	2A					83		3			6
Pomponema	2B		2								
Praeacanthonchus	2A							3			3
Chromaspirinia	2B	6		2		1			1		2
Desmodora	2A	6	2	11	3		2	26	14	11	2
Eubostrichus	1A								1		1
Metachromadora	2B	2	1	4						21	
Metadesmodora	1B		1	1							
Molgolaimus	1A						1	1			
Onyx	2B	2				2			1	6	4

GENERA	Site	1	2	3	4	5	6	8	9	10	11
	F.T.	Number of Individuals									
Paradesmodora	2A	3							3		
Spirinia	2A			2					2		
Bathyepsilonema	1A				1		5	1	4	8	2
Epsilonema	1A		2		4						1
Leptepsilonema	1A			1	1						
Metepsilonema	1A		5			1			1		
Dracograllus	1A	4	1		2	1	1	11	2	5	
Draconema	1A	4	3	2	9			5	14		6
Microlaimus	2A	1	6	11	1	2	6	10	13		14
Monoposthia	2A	2									
Dasynemoides	1A								2		
Pselionema	1A			1				1			
Desmoscolex	1A	1	1		4	1	1	1	1	1	1
Desmolorenzenia	1A							1	1		
Quadricoma	1A				1	1					
Tricoma	1A	8	5	5	5	1	1	8	5	3	
Cobbia	2A	1									
Daptonema	1B			1		2	1	1			11
Metadesmolaimus	1B	1							1		
Omicronema	1B								3		
Paramonhystera	1B	1	1	11	3		2	1	2		
Rhynchonema	1B		8		4	3					3
Scaptrella	2B	1									1
Theristus	1B		6	8	20		2	3			9
Xenolaimus	1B	1				1					
Sphaerolaimus	2B									3	
Eleutherolaimus	1B		1					1			
Metalinhomoeus	1B							1			1
Paralinhomoeus	1B			2							
Axonolaimus	1B							3	1		
Odontophora	1B	1						2			
Parodontophora	1B										3
Areolaimus	1A	1									1
Diplopeltula	1A							1		1	
Southerniella	1A	1									1
* Others (1 ind.)		3	1	2	2	2	3		2		1
Total ind. identified		**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**
Total ind. per sample		**235**	**545**	**203**	**402**	**2954**	**395**	**1987**	**3543**	**1727**	**1252**
Total genera		**42**	**26**	**29**	**26**	**12**	**23**	**31**	**32**	**15**	**30**
H'		**4,8**	**4,0**	**4,3**	**3,8**	**1,2**	**3,0**	**4,0**	**4,3**	**3,2**	**4,4**
J		**0,9**	**0,9**	**0,9**	**0,8**	**0,3**	**0,7**	**0,8**	**0,9**	**0,8**	**0,9**

rganisms (bacteria, benthic diatoms) colonizing the coralline sands, as previously suggested (e.g. Anderson and Meadows, 1978).

The present research represents a preliminary study in an area considered a biodiversity "hot spot" and the first data on meiobenthic communities seem to confirm such an idea.

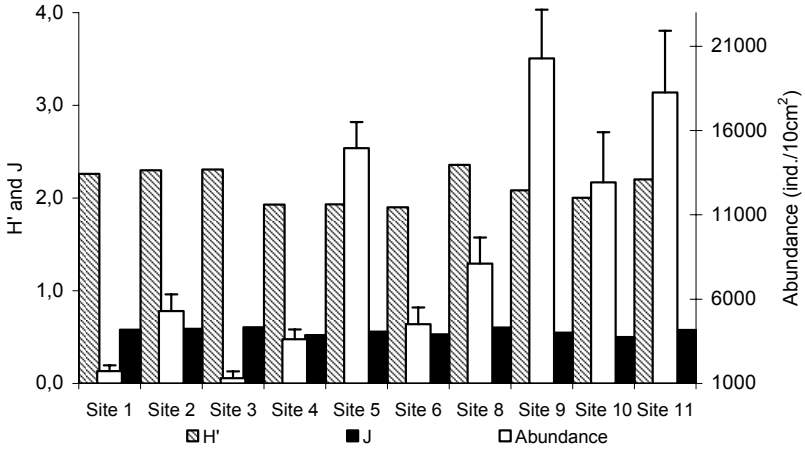


Fig. 1 - Mean abundance, diversity (H') and evenness (J) of total meiofauna in the study area. *Abbondanza media, indice di diversità (H') ed indice di Eveness (J) della meiofauna totale nell'area di studio.*

References

ANDERSON J.G., MEADOWS P.S. (1978) – Microenvironments in marine sediments. *Proc. R. Soc. Edinb. B*, 76: 1-16.

LORENZEN S. (1994) - *The phylogenetic systematics of freeliving nematodes*. The Ray Society, London: 383 pp.

PLATT H.M., WARWICK R.M. (1983) - *Free-living Marine Nematodes*. Part I. British Enoplids. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 307 pp.

PLATT H.M., WARWICK R.M. (1988) - *Free-living Marine Nematodes*. Part II. British Chromadorids. E.J. Brill/Dr. W. Backhuys, New York: 502 pp.

WARWICK R.M., PLATT H.M., SOMERFIELD P.J. (1998) - *Free-living marine nematodes*. Part III Monhysterids: pictorial key to world genera and notes for the identification of British species. *Synopses of the British fauna (new series)*, 53. Field Studies Council: Shrewsbury, UK: 296 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 639-642

M. Sartini, A. Vannucci, A. Ligas[1], P. Belcari[2]

Aplysia p.s.c.r.l., Via delle Viole, 1 – 57124 Livorno, Italia.
aplysia1@libero.it
[1]CIBM, Viale N. Sauro, 4 – 57128 Livorno, Italia.
[2]DSUA, Università degli Studi di Pisa, Via A. Volta, 6 – 56126 Pisa, Italia.

PRELIMINARY OBSERVATIONS ON *ANCHIALINA AGILIS* (G.O. SARS, 1877) AND *WESTWOODILLA RECTIROSTRIS* (DELLA VALLE, 1893) FROM THE CENTRAL ADRIATIC SEA

OSSERVAZIONI PRELIMINARI SU ANCHIALINA AGILIS *(G.O. SARS, 1877) E* WESTWOODILLA RECTIROSTRIS *(DELLA VALLE, 1893) DEL MAR ADRIATICO CENTRALE*

Abstract

Preliminary information on the biology and population dynamic of Anchialina agilis *(G.O. Sars, 1877) (Crustacea, Mysidacea) and* Westwoodilla rectirostris *(Della Valle, 1893) (Crustacea; Amphipoda) was provided. The individuals were collected during experimental hauls performed in the Adriatic Sea, using a suprabenthic sledge. The size-frequency distributions and the size-weight relationships were analysed for the two peracarids.*

Key-words: *benthos,* Anchialina agilis, Westwoodilla rectirostris, *size distribution, length-weight relationships, Adriatic Sea.*

Introduction

The suprabenthos (hyperbenthos) is constituted by the association of small size animals, mainly crustaceans, with swimming capacity, living in the water layer close to the sea bed (Mees & Jones, 1997). Knowledge on suprabenthic communities present along the Italian coasts is still scarce. Mysids and amphipods represent an important component of the suprabenthic communities. Abundant catches of *Anchialina agilis* (G.O. Sars, 1877) and *Westwoodilla rectirostris* (Della Valle, 1893) were obtained from experimental hauls performed in the central Adriatic Sea, in the framework of the EU Project "Response of benthic communities and sediment to different regimens of fishing disturbance in European coastal waters" (Demestre, 2005). Observations on the structure of the populations of the two peracarids, as well as on some biological parameters, are provided.

Materials and methods

The study area was located 15 miles off Fano (Central Adriatic Sea), on a soft bottom ranging from 50 to 55 m depth. Three sampling cruises were carried out in October and November 2003 and in March 2004. Four hauls per cruise were performed using a suprabenthic sledge designed *ad hoc* and provided with a net of 0.5 mm mesh size. The sledge was towed at a speed of 1 knot and each haul lasted 10 minutes. Organisms living from 10 to 50 cm from the sea bottom were

caught. The material collected was preserved in 4% buffered formaldehyde, then identified at the lowest taxonomic level. Mean abundance indices (N m^{-2}) per cruise of all species caught were estimated.

The amphipod specimens of *W. rectirostris* were measured from the apex of the rostrum to the end of the telson, to the 0.1 mm below (body length, BL) (Cartes *et al.*, 2001); the mysid specimens of *A. Agilis* were measured from the apex of the rostrum to the posterior margin of the cephalotorax (cephalotorax length, CL) (Cartes & Sorbe, 1999). Measurements were performed using a stereomicroscope provided with a micrometric eyepiece. These data were used to produce the size-frequency distributions. A sub-sample of specimens was weighed with an accuracy of 10^{-5} g; the size (l) – weight (w) relationship was described by means of the power equation

$$w=a \cdot l^b$$

Parameters a and b were estimated using ordinary least-square regression after transforming data into natural logarithms. The Student's t test was applied to evaluate the isometry of the relationships.

Results

Mean abundance indices of *A. agilis* ranged from 0.8 (±0.5 s.d.) N m^{-2} in November '03 to 2.2 (±1.9) N m^{-2} in March '04, while *W. rectirostris* showed indices ranging from 0.3 (±0.1) in March '04 to 3.5 (±3.0) N m^{-2} in October '03.

The size range of the mysid varied between 0.6 and 2.8 mm CL; the size-frequency distributions (0.3 mm size classes) showed unimodal patterns, with peaks at 1.2 mm in October and 0.9 mm in November and March (Fig. 1). The size of the amphipod ranged from 1.7 to 4.7 mm BL; the length distributions (0.5 mm size classes) resulted bimodal, with peaks at 2.0 and 3.5 mm (Fig. 2).

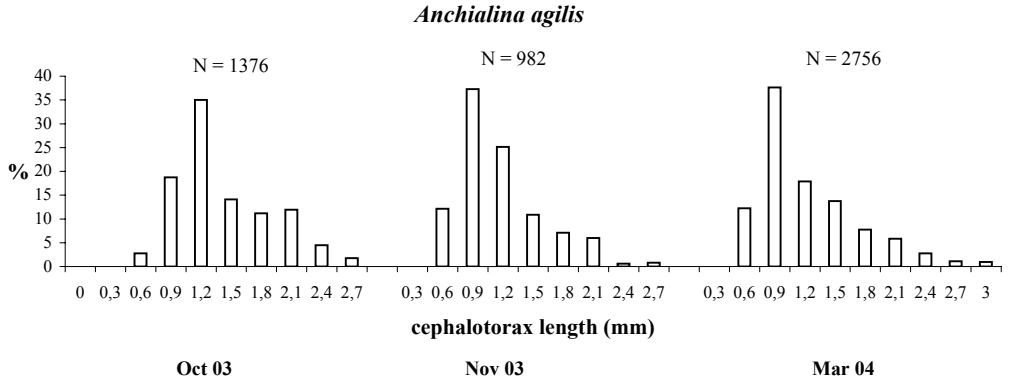


Fig. 1 - Size-frequency distributions of *Anchialina agilis*.
Distribuzioni di taglia-frequenza di Anchialina agilis.

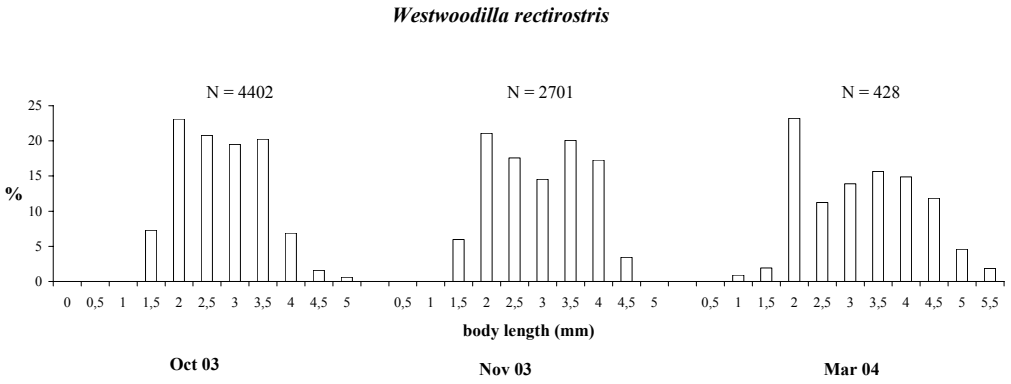


Fig. 2 - Size-frequency distributions of *Westwoodilla rectirostris*.
Distribuzioni di taglia-frequenza di Westwoodilla rectirostris.

The size-weight relationship analyses of *A. agilis* and *W. rectirostris* are shown in Tab. 1; the relationships resulted negative allometric for both species.

Tab. 1 - Size-weight relationships in *Anchialina agilis* and *Westwoodilla rectirostris*; N=number of specimens; R^2=determination coefficient; a=intercept; b=slope; SE=standard error; s^1=significance level of b vs 0; s^2=significance level of b vs 3; *=p<0.05; **=p<0.01.
Relazione taglia-peso in Anchialina agilis *e* Westwoodilla rectirostris*; N=numero di esemplari; R^2=coefficiente di determinazione; a=intercetta; b=coefficiente angolare; SE=errore standard; s^1=livello di significatività di b vs 0; s^2=livello di significatività di b vs 3; *=p<0.05; **=p<0.01.*

Species	N	size range	weight range	R^2	*a*	*b*	SE (*b*)	s^1	s^2
A. agilis	151	0.6-2.8 mm CT	10-940 10^{-5} g	0,86	0,01	2,73	1,11	**	**
W. rectirostris	87	1.7-4.7 mm BL	1-50 10^{-5} g	0,96	0,70	2,72	0,52	**	**

Conclusions

A. agilis and *W. rectirostris* resulted quite abundant in the investigated area. The presence of these species in the Adriatic Sea has already been mentioned by Hoenigman (1968) and Ledoyer (1983). Size-distribution analyses didn't allow to highlight well marked temporal trends. As a matter of fact, the peracarids life cycles are complex, even with more than three generations per year; in these cases generations overlap and cannot be distinguished (Mauchline, 1980; Johnson *et al.*, 2001).

The present study represents the first attempt to provide quantitative information about the suprabenthic peracarids in the Central Adriatic Sea. Further analyses based on more consistent time series data should provide more detailed information about the population dynamics of these species. In this context, the estimation of the secondary production should represent an important tool (Cartes *et al.*, 2002).

References

CARTES J.E., SORBE J.C. (1999) – Estimating secondary production in bathyal suprabenthic peracarid crustaceans from the Catalan slope (western Mediterranean; 391-1255 m). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **239**: 195-210.

CARTES J.E., ELIZALDE M., SORBE J.C. (2001) – Contrasting life-histories, secondary production, and trophic structure of Peracarid assemblages of the bathyal suprabenthos from the Bay of Biscay (NE Atlantic) and the Catalan Sea (NW Mediterranean). *Deep-Sea Research II*, **48**: 2209-2232.

CARTES J.E., BREY T., SORBE J.C., MAYNOU F. (2002) – Comparing production-biomass ratios of benthos and suprabenthos in macrofaunal marine crustaceans. *Can. J. Aquat. Fish. Sci.*, **59**: 1616-1625.

DEMESTRE M. (2005) – Response of Benthic Communities and Sediment to Different Regimens of Fishing Disturbance in European Coastal Waters (Q5RS-2002-00787). Second Periodic Report: 305 pp.

HOENIGMAN J. (1968) – Sur les Mysidacés des eaux ouvertes de l'Adriatique septentrionale. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **19**: 449.

JOHNSON W.S., STEVENS M., WATLING L. (2001) – Reproduction and development of marine peracaridans. *Advances in Marine Biology*, **39**: 107-260.

LEDOYER M. (1983) – Les Oedicerotidae (Crustacea Amphipoda) de la Mer Méditerranée. *Boll. Mus. civ. st. nat. Verona*, **9**: 45-84.

MAUCHLINE J. (1980) – The biology of mysids and euphausiids. *Advances in Marine Biology*, **18**: 1-369.

MEES J., JONES M.B. (1997) – The hyperbenthos. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, **35**: 221-255.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 643-646

T. Scirocco, G. Casolino, A. Fabbrocini, R. D'Adamo

CNR Istituto Scienze Marine, Sez. di Lesina, Via Pola, 4 - 71010 Lesina (FG), Italia.
raffaele.dadamo@fg.ismar.cnr.it

I POPOLAMENTI ZOOBENTONICI LITORALI DEI FONDI MOBILI IN UN SITO AD ELEVATO IMPATTO ANTROPICO: IL GOLFO DI MANFREDONIA, ITALIA

BENTHONIC NEARSHORE BIOCENOSIS OF SOFT BOTTOMS IN A SITE OF HIGH ANTHROPIC IMPACT: THE GULF OF MANFREDONIA, ITALY

Abstract

This study was conducted on the benthic macrofauna of the Manfredonia Gulf (Adriatic Sea). This site is dominated by bivalves (35%), whose dominant species were Lucinella divaricata *(43%) and* Corbula gibba *(28,0%), considered as indicators of environmental instability. The most abundant species was the Ofiuroidea* Amphipholis squamata *(29,2%). Homogeneity of the spatial distribution was assessed by cluster analysis.*

Key-words*: Manfredonia Gulf, Adriatic Sea, benthic macrofauna, coastal soft bottoms.*

Introduzione

La struttura delle comunità macrobentoniche litorali di fondo molle è strettamente dipendente da una serie di fattori biotici ed abiotici, caratterizzati da una notevole variabilità spaziale e temporale, quali l'idrodinamismo, la granulometria del substrato, la concentrazione di sostanza organica, la presenza di sostanze inquinanti e non ultime le caratteristiche biologiche della specie. Per queste caratteristiche le biocenosi bentoniche risultano particolarmente adatte per la valutazione della qualità di un ecosistema (Pearson e Rosemberg, 1978; Gray *et al*., 1990; Warwick e Clarke, 1991; Borja *et al*., 2000). In questo lavoro sono presentati i risultati preliminari di una ricerca condotta in agosto 2004, sui popolamenti macrozoobentonici di fondo mobile del Golfo di Manfredonia; un sito dichiarato dal Ministero dell'Ambiente "area ad alto rischio ambientale" per la presenza di un polo industriale chimico (ex Enichem) e lo sbocco nell'area dei fiumi Candelaro, Carapelle e Cervaro. Inoltre nel sito è praticata una forte attività di pesca (Ungaro *et al.,* 1994).

Materiali e metodi

In un'area del Golfo di Manfredonia compresa tra Mattinata e l'Idrovora di Foce Aloisa sono state disposte 27 stazioni, sistemate rispettivamente alla profondità di 4, 8 e 15 metri. (Fig. 1). In ogni stazione sono stati prelevati campioni di sedimento per le indagini sulla macrofauna bentica e sub-campioni superficiali per le analisi granulometriche e il contenuto di sostanza organica. I campioni di sedimento raccolti in tre repliche mediante benna tipo Van Veen (superficie 0,0465 m^2) sono stati setacciati in campo con setaccio avente maglie di 1 mm, e il materiale trattenuto dal setaccio raccolto in sacchetti di plastica. I campioni di zoobenthos e di sedimento sono stati trasportati in laboratorio in contenitori refrigerati dopo di che è stato eseguito il sorting dei campioni per l'individuazione dei gruppo

tassonomici e il conteggio degli esemplari rinvenuti. Il sedimento, preventivamente digerito con H_2O_2 110 volumi al 15%, è stato setacciato in umido, mediante un setacciatore a vibrazione della Retsch mod. AS200 digit per le analisi granulometriche. La sostanza organica è stata determinata per calcinazione (Parker, 1983). L'analisi statistica è stata condotta utilizzando il software STATISTICA 5.5. Sui dati di abbondanza, sostanza organica e percentuale di fango per ogni unità campionaria è stata applicata l'analisi dei clusters a K-medie per verificare l'omogeneità tra le stazioni. Per ciascun cluster sono stati calcolati i seguenti indici: Margalef (D), Shannon (H'), Evenness o Equiripartizione (J) e Simpson (D).

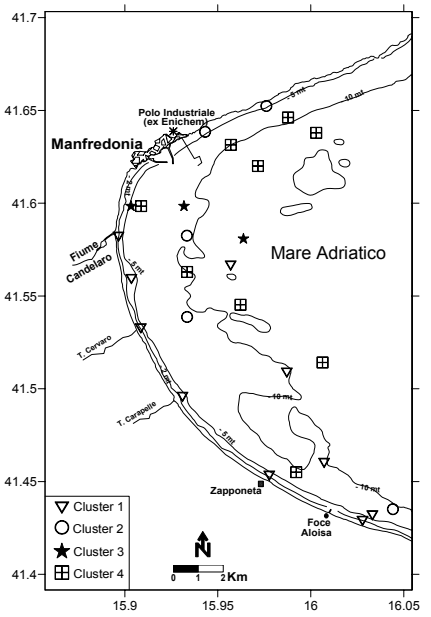
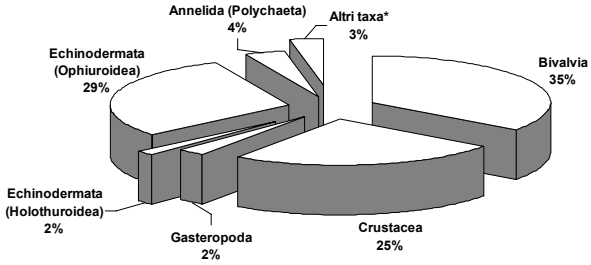


Fig. 1 - Stazioni di campionamento nel golfo di Manfredonia.
Sampling site in the Manfredonia Gulf.

Risultati

Complessivamente nei campioni sono stati estratti ed identificati complessivamente 633 individui, appartenenti a 59 taxa. La densità media macrozoobentonica è stata di 168 ± 122,7 ind/m^2. I bivalvi sono risultati il gruppo più abbondante (35% del totale; Fig. 2) e, tra questi, la specie dominante è stata *Corbula gibba* (28,0%). La specie più abbondante in assoluto è risultata l'ofiura *Amphipholis squamata* (29,2%).

La clusters analysis ha suddiviso le stazioni in 4 gruppi (Tab. 1). Il cluster 1 raggruppa 10 stazioni distribuite prevalentemente nella batimetria dei 4 metri. Queste stazioni hanno un sedimento altamente sabbioso (90,6%) e un contenuto medio di sostanza organica del 5,1%. La biocenosi macrozoobentonica ha una densità media di individui pari a 146,2 ± 132,3 ind/m^2 ed è dominata dai bivalvi (50%), seguita dai crostacei (24%) e dagli ofiuroidei (21%). Tra i bivalvi, la specie più abbondante è stata *Lucinella divaricata* (43%).



*Altri (Scaphopoda, Anthozoa, Platyhelminthes, Sipuncula)

Fig. 2 - Abbondanza dei gruppi di animali rinvenuti (agosto 2004).
The animal groups recovered (August 2004).

Il cluster 2 raggruppa 5 stazioni, 2 delle quali sono aggregate e distribuite lungo la fascia costiera sulla batimetria dei 4 m, in una zona localizzata a nord del polo industriale ex Enichem (45°38'26"N 15°55'56"E), e caratterizzate dalla presenza di vegetazione acquatica (*Cymodocea nodosa*). Le 5 stazioni hanno un sedimento costituito per il 38,65% da fango e un contenuto di sostanza organica pari al 4,2%. La densità media è risultata di 197,8 ± 130,1 ind/m^2, come il precedente, la biocenosi è dominata dai bivalvi (61,6%), tra i quali la specie dominante è *Corbula gibba* (54%).

Tab. 1 - Analisi dei clusters a K-medie (agosto 2004) (± Dev.St.).
Clusters analysis K-mean (August 2004) (± Dev.St.).

Cluster	casi	N° med.ind.m^2	S.Org.%	Fango % (Silt+Argilla)
1	10	146,2±132,3	5,1	9,4
2	5	197,8±130,1	4,2	38,7
3	3	109,9±73,1	8,4	79,6
4	9	195,1±127,3	12,9	95,4

Le stazioni del cluster 3 essendo distanti tra di loro, non presentano una distribuzione spaziale aggregata. Il sedimento è costituito da fango per il 79,5%, e da un contenuto in sostanza organica pari all'8,4%. In questo cluster la densità media è di 109,9 ± 73,1 ind/m^2 ed i gruppi più abbondanti sono i crostacei ed i bivalvi, rispettivamente con il 37% ed il 35%. Tra i crostacei la specie dominante è *Apseudes latreillei* con il 94%.

Il cluster 4 raggruppa 9 stazioni, quattro delle quali hanno una distribuzione spaziale aggregata localizzata a nord del polo industriale ex Enichem, sulla batimetria degli 8 e 15 m. Questo cluster presenta i sedimenti ricchi di fango (95,4%) e di sostanza organica (12,8%). La densità media di individui è pari a 195,1 ± 127,3 ind/m^2. La biocenosi bentonica è dominata da due specie, l'ofiuroideo *Amphipholis squamata* ed il crostaceo *Apseudes latreillei*, rispettivamente con il 44,3 e il 33% del totale degli individui.

Gli indici (Tab. 2) calcolati per ciascun cluster evidenzia come i valori più alti di ricchezza specifica di Margalef e di diversità (indice di Shannon) si trovano nei cluster 1 e 2, maggiormente influenzati dagli apporti antropici di origine fluviale. Il cluster che presenta i valori più bassi, e quindi una popolazione poco diversificata e dominata da poche specie è il cluster 4.

Tab. 2 - Indici di Diversità dei clusters (agosto 2004).
Diversity Index of the clusters (August 2004).

Cluster	casi	N° Specie	Indice di Margalef (D)	Indice di Shannon (H')	Indice di Evenness o Equiripartizione (J)	Indice di Simpson (D)
1	10	29	15,44	2,33	0,68	0,85
2	5	30	17,44	2,38	0,70	0,82
3	3	15	11,80	2,21	0,82	0,83
4	9	27	13,58	1,71	0,52	0,69

Conclusioni

I dati raccolti in questa campagna di studio evidenziano che la cenosi macrozoobentonica litorale nel golfo di Manfredonia, è caratterizzata dai: bivalvi, echinodermi (ophiuroidei), e crostacei. I bivalvi sono il gruppo più abbondante. Le specie più numerose sono risultate *Lucinella divaricata* e *Corbula gibba*. L'analisi dei dati ha evidenziato che i popolamenti bentici dominati riscontrati corrispondono per composizione e struttura a quelle definite "facies di decantazione" (Pérès e Picard, 1964; Salen-Picard, 1985), in quanto indicatrici di stress da eccessiva sedimentazione. Il taxa dominante è costituito dai bivalvi di piccola taglia e rapido turn-over. La presenza di *Corbula gibba* generalmente considerata un indicatore di instabilità ambientale, conferma come l'area sia un sito interessato da instabilità ambientale, che potrebbe essere messa in relazione con l'influenza degli apporti fluviali e dalla pesca esercitata nell'area con draghe turbosoffianti, ramponi e rete a strascico.

Bibliografia

BORJA A., FRANCO J., PERÉZ V. (2000) - A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within european estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.,* **40 (**12): 1100-1114.

GRAY J.S., CLARKE K.R., WARWICK R.M., HOBBS G. (1990) - Detection of initial effects of pollution marine benthos: an examble from the Ekofish and Eldfisk oilfields, North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **66**: 285-299.

PEARSON T.H., ROSEMBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. *Mar. Biol. Ann. Rev.*, **16**: 229-311.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manual de bionomie benthique de la Mer Mediterranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **31** (47): 5-137.

PARKER J.G. (1983) - A comparison of methods used for the measurement of organic matter in sediments. *Chem. Ecol.*, **1**: 201-210.

SALEN-PICARD C. (1985) - Indicateurs biologiques et sedimentation en milieu circalittoral mediterraneen. *Rapp. Comm. int. Mer. Medit.,* **29** (5): 211-212.

UNGARO N., CASAVOLA N., MARANO G., RIZZI E. (1994) – "Bianchetto" and "Rossetto" fry fisheries in the Manfredonia gulf: effort exerted and catch composition. *Oebalia*, **20**: 99-106.

WARWICK R.M., CLARKE K.R. (1991) - A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **71**: 225-224.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 647-649

D. Scuderi, G. Cantone, D. Iraci Sareri

Dipartimento di Biologia Animale "M. La Greca", Università di Catania, Via Androne, 81 - 95124 Catania, Italia.
danscu@tin.it

DATI PRELIMINARI SULLA MALACOFAUNA DI SUBSTRATO DURO DEL GOLFO DI CATANIA

PRELIMINARY DATA ON THE HARD SUBSTRATUM MALACOFAUNA OF THE GULF OF CATANIA

Abstract

Interesting results related to the malacofauna of hard substratum emerged during a study of characterization of the benthos of the Gulf of Catania. The collection of taxa on which only few data are available in literature furnishes new ecological and morphological informations. For some of these a new iconography and new taxonimics considerations are produced, revealing an informative picture of particular interest.

Key-words*: Mediterranean Sea, Gulf of Catania, benthos, Mollusca.*

Introduzione

Il presente lavoro riporta i primi dati emersi dall'analisi della malacofauna di substrato duro del Golfo di Catania e si inquadra all'interno di uno studio di caratterizzazione biocenotica, che è parte integrante del progetto di Ripopolamento ittico del Golfo di Catania, area già oggetto di precedenti ricerche malacologiche relativamente al benthos batiale di substrato mobile (Di Geronimo, 1974).

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati eseguiti nell'estate del 2004 nel Golfo di Catania, in un'area compresa tra il comune di Riposto (Catania) e Capo Santa Croce (Augusta, Siracusa) (Fig. 1). L'area dello studio si articola lungo una linea di costa di 84 Km e presenta ampi tratti caratterizzati sia da fondi mobili che da fondi duri. Il piano di campionamento consta di 21 transetti ciascuno dei quali presenta 5 stazioni di raccolta fissate alle batimetrie di 3, 10, 20, 30 e 50 metri. Le fasi di prelievo hanno previsto due repliche per sito; per la raccolta sui fondi duri si è ricorsi alla tecnica del grattaggio di una superficie standard di 20×20 cm, in immersione con A.R.A. Dopo la raccolta in campo il materiale è stato conservato in una soluzione di formalina al 4% e trasferito in laboratorio dove è stato sottoposto al sorting e fissato in alcool all'80%. I molluschi sono stati successivamente identificati a livello di specie e contati.

Risultati

Sebbene il lavoro di determinazione a livello specifico sia stato ultimato, permangono ancora dubbi tassonomici da verificare, riguardanti una specie di *Melanella* e un rissoide (Fig. 2 a,b) la cui determinazione risulta ancora problematica. Sono stati rinvenuti 35.771 individui e 288 specie. In questo ambito risulta interessante riportare alcune delle più significative note di tipo faunistico tra cui è di notevole interesse l'abbondante presenza della specie *Bittium latreilli* (Payraudeau, 1826) rinvenuta in tutte le stazioni superficiali (3-10 m) ed in particolare in quelle del versante nord di Catania, il cui significato ecologico è ancora al vaglio delle ipotesi.

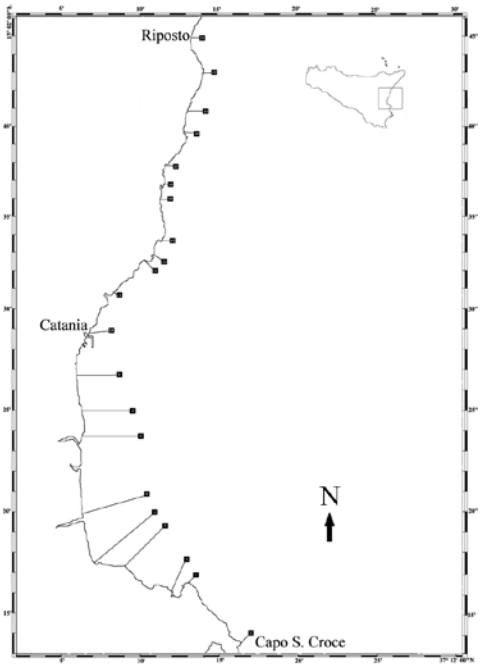


Fig. 1 - Area di campionamento.
Sampling areas.

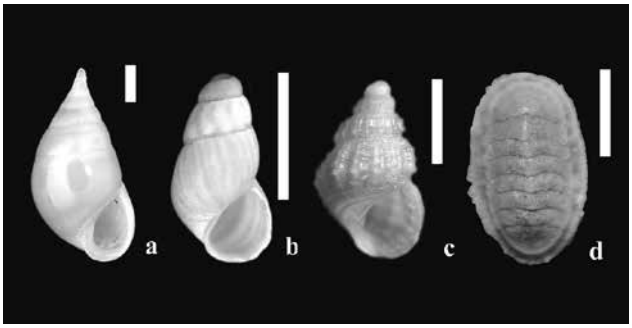


Fig. 2 - a: *Melanella* sp.; b: rissoide indet.; c: *Alvania aeoliae*; d: *Chiton phaseolinus*. Linea di scala: 1 mm.
a: Melanella *sp.; b: rissoide indet.; c:* Alvania aeoliae*; d:* Chiton phaseolinus*. Scale bar: 1 mm.*

Conclusioni

Sono stati elaborati i primi dati relativi a *B. latreilli*, che, sebbene sia una specie comune, risulta presente in misura oltremodo anomala, con quasi 30.000 individui ripartiti tra le 35 stazioni di duro. In particolare, questa specie sembra molto abbondante nelle stazioni non esposte a forte regime idrodinamico con oltre 14 individui per cm^2.

Rilevante la presenza, fra i Poliplacofori, delle specie *Lepidochitona monterosatoi* Kaas e Van Belle, 1981 e *Chiton* (*Rhyssoplax*) *phaseolinus* Monterosato, 1879 (Fig. 2d), ritrovate esclusivamente all'interno di aree che recentemente ne hanno permesso lo studio anche a carattere ecologico, grazie all'abbondante numero di individui presenti (Scuderi *et al.,* 2003).

Il rinvenimento di alcune specie di Gasteropodi Prosobranchi ed Opistobranchi risulta di particolare interesse per molteplici ragioni. Di alcune anche la semplice segnalazione del reperimento aggiunge importanti ed inediti dati relativi al loro areale distributivo: è il caso, fra i Prosobranchi, dei rissoidi *Rissoa panhormensis* Verduin, 1985 ed *Alvania* (*Alvania*) *aeoliae* Palazzi, 1988 (Fig. 2c), che rappresentano il primo rinvenimento al di fuori del *locus tipicus*, rispettivamente Palermo e Isole Eolie (Messina). I triforidi *Monophorus erythrosoma* (Bouchet e Guillemot, 1978) e *Monophorus thiriotae* Bouchet, 1984 sono specie di recente istituzione e, a causa anche delle difficoltà offerte dalla tassonomia di questo gruppo di gasteropodi, mancano ancora dati completi sulla loro distribuzione e sulla loro ecologia: il loro rinvenimento ha consentito di estendere l'areale distributivo anche per il Mar Jonio (Scuderi *et al*., submitted). I dati sulla presenza costante di *Granulina boucheti* Gofas, 1992 ad Acitrezza, che ne rappresenta il *locus tipicus* (Gofas, 1992), ed in aree della costa jonica siciliana a questa limitrofe, confermano il carattere puntiforme della sua distribuzione mediterranea.

Fra i Bivalvi, il rinvenimento di numerosi individui appartenenti a 5 specie di *Parvicardium* e di una di *Plagiocardium* ha consentito l'aggiornamento delle chiavi di determinazione già esistenti al riguardo (Tebble, 1976; Spada e Della Bella, 1990), culminato con l'elaborazione di una nuova chiave, ancora inedita, di questi due generi di Cardiidae. È, infine, degno di nota il reperimento di due gasteropodi delle famiglie Rissoidae e Melanellide, non ancora inquadrate tassonomicamente fra le specie conosciute per il Mediterraneo: la scarsità del materiale a disposizione e l'attuale mancanza di una completa informazione bibliografica non ha permesso di dirimere i dubbi su di esse, se mai fossero specie alloctone, non ancora segnalate o specie del tutto nuove per la scienza.

Bibliografia

DI GERONIMO I. (1974) – Molluschi bentonici in sedimenti recenti batiali e abissali dello Jonio. *Conchiglie*, **10** (7-8): 133-172.

GOFAS S. (1992) - Le genre *Granulina* (Marginellidae) en Mediterranee et dans l'Atlantique oriental. *Boll. Mal. S.I.M.*, Milano, **28** (1-4): 1-26.

SCUDERI D., CANTONE G., CRISCIONE F., IRACI SARERI D., FASSARI G. (submitted) - New biological and taxonomical data on some Ptenoglossa of the gulf of Catania (Sicily, Italy). *Boll. Mal. S.I.M.*, Atti IV Congresso Internazionale delle Società Europee di Malacologia, Napoli 2005.

SCUDERI D., RUSSO G.F., DELL'ANGELO B. (2003) - The winter Polyplacophora taxocoene of shallow bottoms of Ognina and Acitrezza (Bay of Catania), with some notes on early development of *Lepidochitona monterosatoi* Kaas & Van Belle, 1981. *Bol. Mal. S.I.M.*, Milano, **39** (Suppl. 5): 101-104.

SPADA G., DELLA BELLA G. (1990) - Chiave di determinazione per le specie mediterranee viventi dei generi *Plagiocardium* Cossmann, 1886 e *Parvicardium* Monterosato, 1884 (Bivalvia, Cardiidae). *Lavori S.I.M.*, **23**: 393-408.

TEBBLE N. (1976) - *British Bivalve Seashells*. Royal Scottish Museum Eds, 2nd Ed., Edinburgo: 212 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 650-651

F. Semprucci, R. Giulianelli, G. Baldelli*, M. Balsamo

Istituto di Scienze Morfologiche, Università di Urbino 'Carlo Bo', Via Oddi, 21 - 61029 Urbino (PU), Italia.
semprucci.f@uniurb.it
*Istituto di Geodinamica e Sedimentologia, Università di Urbino 'Carlo Bo', Italia.

OSSERVAZIONI SULLA NEMATOFAUNA DELLE ISOLE MALDIVE

A PRELIMINARY STUDY OF MARINE NEMATODES FROM MALDIVE ISLANDS

Abstract

A preliminary study of marine nematodes from Maldive Islands was carried out in three sites of Ari Atoll. The composition of nematode communities appears various with the predominance of Draconematidae and Epsilonematidae species.

Key-words: *Nematoda, Maldives, marine meiofauna.*

Introduzione

Le informazioni sulla nematofauna marina delle isole Maldive sono scarse e risalgono a indagini svolte da Gerlach negli anni '60 (Gerlach, 1962, 1963a,b, 1964). Per questo motivo, nell'aprile 2004, è stato condotto uno studio preliminare sulla fauna a nematodi delle isole, nell'ambito di un programma di ricerca volto sia ad ampliare le conoscenze faunistiche sui nematodi di queste isole, sia ad approfondire lo studio delle relazioni tra adattamenti morfologici delle specie e caratteristiche sedimentologiche dei loro habitat, attraverso un approccio multidisciplinare.

Materiali e metodi

Nell'aprile 2004 sono stati effettuati campionamenti di sedimento nell'Atollo di Ari a profondità comprese tra 19 e 58 metri. In questo studio sono stati presi in esame tre siti: due a Faanu Madugau, di cui uno in grotta a circa 19 m di profondità, e uno a Dhigurashu Kandu. I campioni sono stati prelevati da un operatore subacqueo mediante un carotatore da 50 ml, fissati in formalina al 4% previa anestetizzazione in $MgCl_2$ al 7%, e colorati con Rosa Bengala. Gli animali sono stati isolati allo stereomicroscopio; sono stati quindi allestiti preparati permanenti, che sono stati osservati al microscopio ottico a contrasto di fase e interferenziale secondo Nomarski.

Risultati

Nel sito di Faanu Madugau posto sul versante esterno della scogliera è stata rilevata una nematofauna povera sia per numero di individui sia di specie; la maggior parte degli esemplari raccolti appartenevano alle famiglie Oncholaimidae e Cyatholaimidae. Nel sito interno alla grotta marina, è stata invece rinvenuta una nematofauna più abbondante e diversificata: qui la famiglia Draconemati-

dae è risultata quella rappresentata da un maggior numero di individui (41% del totale), seguita da Epsilonematidae (10%) e Chromadoridae (16%). In particolare, sono stati rinvenuti per i Draconematidae: *Apenodraconema* (*A. spinicaudum*), *Dracograllus, Dracognomus* (*D. notohalensis, D. annae*), *Paradraconema,* e per gli Epsilonematidae: *Metepsilonema* e *Pternepsilonema*. Nello stesso sito sono stati identificati anche *Mesacanthion hirsutum* (Thoracostomopsidae), *Theristus denticulatus* (Xyalidae) e *Desmodora tenuispiculum* (Desmodoridae), quest'ultima specie già rinvenuta da Gerlach (1963). Nel sito di Dhigurashu Kandu la famiglia più numerosa è risultata quella dei Chromadoridae (37%), seguita dagli Epsilonematidae (15%) e dagli Xyalidae (10%). In quest'ultimo sito, dove gli Epsilonematidae presentavano il maggior numero di generi (*Bathyepsilonema, Metepsilonema* e *Pternepsilonema*), sono stati rinvenuti anche *Theristus denticulatus, Desmodora tenuispiculum* e *Viscosia glabra* (Oncholaimidae).

Conclusioni

Questi primi risultati indicano comunità di nematodi abbastanza diversificate e composte da una prevalenza di specie e morfotipi appartenenti alle famiglie Draconematidae ed Epsilonematidae. È da sottolineare la presenza di diverse specie di quest'ultima famiglia caratterizzate da ornamentazioni e sculture cuticolari molto sviluppate, evidente adattamento morfologico alla vita interstiziale in sedimenti medio-grossolani.

Bibliografia

GERLACH S. (1962) – Freilebende Meeresnematoden von den Maldiven. *Kieler Meeresforschungen*, **18**: 81-108.

GERLACH S. (1963a) – Freilebende Meeresnematoden von den Maldiven II. *Kieler Meeresforschungen*, **19**: 67-103.

GERLACH S. (1963b) – *Robbea tenax* sp. n., ein merkwürdiger mariner Nematode von den Maldiven. *Int. Revue ges. Hydrobiol.,* **48**: 153-158.

GERLACH S. (1964) – Neue Cyatholaimidae (Nematoda Chromadorida) von den Maldiven. *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh.,* **9**: 70-78.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 652-655

M. Targusi, G.D. Ardizzone*, L. Lattanzi, L. Nicoletti

ICRAM, Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
mtargusi@tiscali.it
*Dip. BAU, Università "La Sapienza" Roma, Italia.

POPOLAMENTO A CROSTACEI DI SUBSTRATI ARTIFICIALI NEL TIRRENO CENTRALE: FREGENE

CRUSTACEA OF THE ARTIFICIAL REEF IN THE CENTRAL TYRRHENIAN SEA: FREGENE

Abstract

The aim of this paper is to analyse benthic crustacean population on the Fregene's artificial reef. This is a typical population of eutrophic water and shows a similar structure among the four vertical surfaces characterized by a different orientation.

Key-words*: eutrophication, marine crustaceans, artificial reefs, orientation.*

Introduzione

Nell'ambito del progetto del Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo dell'Università di Roma "La Sapienza", dal 1981 al 2001, sono stati eseguiti campionamenti periodici degli organismi bentonici presenti sulla barriera artificiale di Fregene.

Nel presente lavoro viene analizzato il popolamento bentonico a crostacei rinvenuto, nel 2001, su pareti verticali con diversa esposizione (nord, sud, est ed ovest) della barriera di Fregene. Lo scopo di questo studio è verificare se tale popolamento è influenzato dalla diversa esposizione delle pareti.

Materiali e metodi

La barriera di Fregene è situata nel Mar Tirreno, circa 1,5 miglia nautiche al largo dell'abitato di Fregene, ad una profondità di 12-14 m su un fondo sabbio-fangoso. Questa struttura è costituita da 280 blocchi cubici assemblati a forma di piramide in gruppi di 5 (4 di base ed 1 di vertice). L'area in cui è posta la barriera risente principalmente dell'influsso delle acque provenienti dal fiume Tevere (La Noce *et al*., 1979), la cui foce è situata 9 Km più a sud, ed è caratterizzata da acque fortemente eutrofiche (Ardizzone e Giardini, 1982).

I campionamenti sono stati effettuati a settembre 2001, mediante grattaggio di una superficie standard di 400 cm^2, sui quattro versanti di uno stesso masso di vertice, FRn, FRs, FRe e FRo esposti rispettivamente a nord, sud, est ed ovest. Il materiale campionato è stato smistato; i crostacei sono stati contati ed identificati fino al livello di specie. Il popolamento a crostacei è stato analizzato applicando gli indici di Margalef (d), Shannon-Weaver (H'), Pielou (J') e Simpson (D). Ai dati di presenza-assenza delle specie nelle singole stazioni è stato applicato l'indice di Sørensen (1948).

Risultati

In generale, il popolamento insediato sulla barriera di Fregene è caratterizzato dalla presenza di briozoi incrostanti e dall'assenza di macrofite.

Il popolamento a crostacei rinvenuto sull'intera area campionata (1600 cm^2) è risultato composto in totale da 5082 individui; di questi ben 4654 sono stati determinati e sono risultati appartenenti ad un totale di 23 specie. L'anfipode *Corophium sextonae* (3589 individui) è la specie dominante; sono abbondanti anche *Balanus perforatus* (434), *Elasmopus rapax* (206), *Pilumnus hirtellus* (138) e *Pisidia bluteli* (133) (Tab. 1).

Tab. 1 - Lista delle specie rinvenute e relative abbondanze.
List of species present with their abundance.

	FRn	FRs	FRe	FRo
THORACICA				
Balanus perforatus Bruguière, 1789	106	83	179	66
TANAIDACEA				
Apseudes latreillii (Milne-Edwards, 1828)	2			
Leptochelia savignyi (Krøyer, 1842)	7	2	6	4
AMPHIPODA				
Ampelisca diadema (A. Costa, 1853)			1	
Gitana sarsi Boeck, 1871	1	2	2	
Corophium acutum Chevreux, 1908	1		2	1
Corophium sextonae Crawford, 1937	908	725	1387	569
Tritaeta gibbosa (Bate, 1862)		3		
Ischyrocerus inexpectatus Ruffo, 1959	2	2	4	
Jassa marmorata Holmes, 1903	1			
Leucothoe oboa G. Karaman, 1971	1			
Leucothoe spinicarpa (Abildgaard, 1789)	1	1	3	1
Liljeborgia dellavallei Stebbing, 1906	1	2		2
Elasmopus rapax A. Costa, 1853	44	28	99	35
Stenothoe tergestina (Nebeski, 1880)	2			2
DECAPODA				
Alpheus dentipes Guérin-Méneville, 1832	10	16	25	16
Athanas nitescens (Leach, 1814)				1
Hippolyte leptocerus (Heller, 1863)	2	8	3	1
Thoralus cranchii (Leach, 1817)	2		2	7
Upogebia deltaura (Leach, 1815)			1	
Pisidia bluteli (Risso, 1816)	25	37	66	5
Acanthonyx lunulatus (Risso, 1816)		1		
Pilumnus hirtellus (Linnaeus, 1761)	28	23	52	35

Il popolamento insediato sui diversi versanti del masso risulta simile ed è caratterizzato da un elevato numero di specie comuni (*B. perforatus*, *Leptochelia savignyi, C. sextonae, Leucothoe spinicarpa, E. rapax, Alpheus dentipes, Hippolyte leptocerus, P. bluteli* e *P. hirtellus*).

Gli indici di ricchezza specifica, diversità, equitabilità e dominanza sono simili in tutte le stazioni (Tab. 2). L'indice di Sørensen evidenzia affinità tra i popolamenti delle singole stazioni, con valori superiori al 70% (Tab. 3).

Tab. 2 - Numero di specie (S), di individui (N) e indici di Margalef (d), Pielou (J'), Shannon-Weaver (H') e Simpson (D).
Species number (S), individuals (N), and Margalef (d), Pielou (J'), Shannon-Weaver (H') and Simpson (D) indexes.

	S	N	d	J'	H'(log2)	D
FRo	14	745	1,966	0,365	1,390	0,404
FRs	14	933	1,901	0,353	1,345	0,385
FRe	15	1832	1,863	0,354	1,383	0,412
FRn	18	1144	2,414	0,300	1,253	0,359

Tab. 3 - Indice di Sørensen.
Sørensen index.

Indice di Sørensen	FRn	FRs	FRe	FRo
FRn		75%	78,70%	81,20%
FRs	75%		75,80%	71,40%
FRe	78,70%	75,80%		75,80%
FRo	81,20%	71,40%	75,80%	

Conclusioni

Il popolamento generale insediato sulla barriera di Fregene è caratterizzato dall'assenza di macrofite, dovuta probabilmente all'elevata torbidità dell'acqua, e dalla prevalenza di un popolamento animale, tipica di ambienti eutrofici (Bombace *et al*., 2000). Anche il popolamento a crostacei studiato è caratteristico di tale ambiente; predominano infatti specie detritivore-sospensivore (*C. sextonae*, *E. rapax* e *B. perforatus*). Sono presenti anche specie tolleranti o indicatrici di ambienti ricchi di materia organica (*C. sextonae*, *Ischyrocerus inexpectatus*, *L. savignyi* e *E. rapax*). La scarsa diversificazione trofico-funzionale e l'omogeneità quali-quantitativa dei popolamenti a crostacei rinvenuti sui quattro versanti potrebbe essere imputata all'assenza delle macrofite e quindi alla mancanza di tutti quegli organismi che sono ad esse legati o per motivi trofici o per motivi edafici. Il popolamento a crostacei sembra pertanto fortemente influenzato dagli apporti di materiale organico ed inorganico proveniente dalla foce del fiume Tevere e non dalla diversa esposizione delle pareti.

Bibliografia

ARDIZZONE G.D., GIARDINI M. (1982) – Annual cicle of nutrients and clorophyll "a" of an artificial reef area (middle Tyrrhenian sea). *Journèe Etud. Recifs Artif. et Maricult*. Suspend. Cannes, CIESM: 53-53.

BOMBACE G., FABI G., FIORENTINI F. (2000) – Artificial reefs in the Adriatic Sea. In: Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood (eds), *Artificial reefs in european seas*. Kluwer Academic Publisher: 31-64.

LA NOCE T., PAGNOTTA R., PETTINE M., PUDDU A. (1979) – Coastal water pollution around Tiber river mouth. A case study. *Atti I.A.W.P.R. Specialized Conference on Mediterranean Coastal Pollution*, Palma de Mallorca.

SØRENSEN T. (1948) – A method of establishing goups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. *Biol. Skr.,* **5** (4): 1-34.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 656-658

T. Tirelli, D. Guarneri, D. Pessani

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Torino,
Via Accademia Albertina, 13 – 10123 Torino, Italia.
santina.tirelli@unito.it

STUDIO PRELIMINARE DEGLI EPIBIONTI PRESENTI SULLE CONCHIGLIE OCCUPATE DAL PAGURO *PAGURISTES EREMITA* (L., 1767)

PRELIMINARY STUDY OF THE EPIBIONTS FOUND ON SHELLS OCCUPIED BY THE HERMIT CRAB PAGURISTES EREMITA *(L., 1767)*

Abstract

On the shells occupied by Paguristes eremita *(L., 1767), a conspicuous number of epibionts is present, mainly on the dorsal zone. Among them, only the mollusc* Gastrochaena dubia *(Pennant, 1777) weakens the shell, on the contrary all the other strengthens it. Therefore we may hypothesize that the hermit crab occupies the shell for a long period, changing it seldom. This is demonstrated by the high epibiosis rate showed by most of the observed shells.*

Key-words*: epibionts, shells, marine Crustaceans.*

Introduzione

L'associazione che lega il paguro, la conchiglia occupata e gli epibionti presenti su di essa è stata studiata per le specie mediterranee *Paguristes eremita* (L., 1767) e *Calcinus tubularis* (Linnaeus, 1767) (Stachowitsch, 1980; Damiano *et al*., 1998): gli autori hanno evidenziato che le diverse specie simbionti, rafforzando od indebolendo la conchiglia, finiscono per influenzare anche la biologia del paguro. Scopo di questo lavoro è analizzare gli epibionti presenti su un ampio campione di conchiglie occupate da *P. eremita*, definirne la posizione preferenziale sulla conchiglia ed il possibile effetto sul paguro.

Materiali e metodi

Sono state analizzate 279 conchiglie prelevate, mediante dragaggio, a Caorle (VE) nel luglio 1998, ad una profondità compresa tra 8 e 23 m. Per ogni conchiglia, identificata a livello specifico o generico, sono state realizzate 2 mappe (una per la porzione dorsale, una per quella ventrale) e gli epibionti presenti sono stati identificati a livello di *taxa* superiori. Posta come uguale a 100 l'intera superficie conchigliare, la posizione degli epibionti e la loro presenza percentuale sono state riportate sulle mappe.

Risultati

Il 93% (256) delle conchiglie esaminate appartiene a sole 5 specie (Tab. 1); di queste, il 49% presenta copertura epibiontica superiore a 100%. I *taxa* di epibionti e la loro frequenza (rapporto tra il numero di volte nelle quali l'epibionte è pre-

sente ed il totale di conchiglie occupate) nelle diverse zone sono riportati nella Tab. 2, dove le diverse conchiglie sono state considerate nel loro insieme poiché tra le differenti specie non si sono riscontrate differenze.

Tab. 1 - Numero di conchiglie dei diversi *taxa* e relativo ricoprimento percentuale (R).
Number of shells belonging to the different taxa and their percentage epibiont cover (R).

Conchiglia	Ricoprimento percentuale		
	R<50	50≤R<100	R≥100
Gibbula spp. (n=156)	22	74	60
Aporrhais pespelecani (n=33)	4	6	23
Bolinus brandaris (n=29)	2	5	22
Natica spp. (n=26)	8	9	9
Hexaplex trunculus (n=12)		1	11
Totale	36	95	125

Tab. 2 - Frequenza dei vari *taxa* di epibionti sulle diverse zone conchigliari (d=zona dorsale, v=zona ventrale; a=apertura; ap=apice; du=distribuzione uniforme).
Frequency of the different epibiont taxa present on shell zones (d=dorsal zone; v=ventral zone; a=aperture; ap=apex; du=uniform distribution).

	d	v	a	ap	du
Alghe incrostanti	0.19	0.06		0.09	0.02
Alghe filamentose	0.06				
Poriferi	0.19	0.08	0.04	0.03	0.09
Attiniari	0.10				
Gastrochaena dubia	0.19				
Serpulidi	0.64	0.30	0.01	0.03	0.18
Filogranini	0.00	0.24	0.52		
Spirorbidi	0.01	0.01	0.01		
Reptadeonella violacea	0.11	0.11	0.01	0.02	0.02
Hippopodinella lata	0.28	0.70		0.01	0.02
altri Briozoi	0.38	0.30	0.02	0.02	0.16
Didemnum spp.	0.06	0.03	0.01	0.04	
Distomus variolosus	0.01				
Microcosmus spp.	0.01				
Aplidium spp.	0.01				
Ovature molluschi	0.03	0.01			

Conclusioni

Tutti gli epibionti considerati, per lo più filtratori, stanno nella zona dorsale della conchiglia, per sfruttare i vantaggi derivanti sia dal movimento del paguro sia dalle correnti di acqua da esso prodotte: tuttavia anche le altre zone conchigliari vengono da essi occupate, a conferma che proprio la possibilità di spostamento è il maggior vantaggio ottenuto. Tutti gli epibionti, eccetto *Gastrochaena dubia* (Pennant, 1777), appartengono alla categoria dei "rafforzatori" della struttura conchigliare, in particolare alghe calcaree, spugne, attinie, policheti serpulidi, briozoi e ascidiacei (Stachowitsch, 1980). Questi organismi hanno quindi effetto positivo poiché il paguro non è costretto a cambiare spesso conchiglia: le rotture e l'usura vengono controbilanciate dalla presenza dei simbionti. D'altra parte, l'elevato tasso di epibiosi, fenomeno già noto per *P. eremita* (Stachowitsch, 1980) e comune ad altre specie di paguro (Williams e Mc Dermott, 2004; Damiano *et al.*, 1998), suggerisce proprio che *P. eremita* effettui raramente cambi di conchiglia.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Dr. Stefano Schiaparelli del Dip.Te.Ris. (Università di Genova) per aver raccolto e messo gentilmente a disposizione il materiale oggetto di questo studio.

Bibliografia

DAMIANO M.T., PESSANI D., PIASCO A., TIRELLI T. (1998) - Relazioni inter ed intraspecifiche nel paguro *Calcinus tubularis*: epibiosi e coabitazione. *Biol. Mar. Medit*., **5** (1): 171-178.

STACHOWITSCH M. (1980) - The epibiotic and endolithic species associated with the gastropod shell inhabited by the hermit crab *Paguristes oculatus* and *Pagurus cuanensis*. *P.S.Z.N.I. Mar. Ecol*., **1**: 73-101.

WILLIAMS J.D., MCDERMOTT J.J. (2004) - Hermit crab biocoenoses: a worldwide review of the diversity and natural history of hermit crab associates. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **305**: 1-128.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 659-662

B. Trabucco, A.M. Cicero, M. Gabellini, C. Virno Lamberti, R. Di Mento, T. Bacci, G. Moltedo, P. Tomassetti, M. Panfili, V. Marusso, M. Cornello

I.C.R.A.M. - Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
b.trabucco@icram.org

STUDIO DEL POPOLAMENTO MACROZOOBENTONICO DI FONDO MOBILE IN PROSSIMITÀ DI UNA PIATTAFORMA OFFSHORE (ADRIATICO CENTRALE)

STUDY OF THE SOFT BOTTOM MACROZOOBENTHIC COMMUNITY AROUND AN OFFSHORE PLATFORM (CENTRAL ADRIATIC SEA)

Abstract

The soft bottom macrozoobenthic communities around an offshore platform (central Adriatic Sea) were investigated. The data were collected at different distances from platform during two different seasons. Results showed that macrozoobenthic community close to the platform presented particular characteristics, different from community far from the platform.

Key-words*: macrozoobenthos, community composition, offshore structures, central Adriatic.*

Introduzione

L'Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare, ICRAM, dal 2001 conduce piani di monitoraggio per la valutazione degli effetti potenziali indotti dalle attività estrattive *off-shore* sull'ecosistema marino, attraverso lo studio di diversi parametri relativi a colonna d'acqua, sedimenti e biota, nell'intorno di piattaforme metanifere presenti nel bacino adriatico.

Il presente lavoro riporta i risultati preliminari della caratterizzazione quali-quantitativa delle comunità macrozoobentoniche di fondo mobile dell'area intorno ad una piattaforma metanifera e di un sito di controllo situati in Adriatico centrale, al fine di evidenziare eventuali alterazioni sull'ecosistema marino determinate dalla struttura *off-shore*, operativa da diversi anni. I popolamenti bentonici, infatti, vivendo in stretto rapporto con il fondo, costituiscono delle vere e proprie "memorie biologiche", risultando così buoni descrittori della qualità dell'ambiente.

Materiali e metodi

La piattaforma metanifera *off-shore*, denominata Giovanna, è di tipo fisso a 8 gambe ed è localizzata nel Mar Adriatico centrale, a circa 19,5 miglia nautiche dalla costa di Pescara (Lat. 42°46'02''.400 N, Long. 14°27'50''.600 E), su un fondo di 119 metri fango-sabbioso.

Le campagne di campionamento si sono svolte in primavera (I - aprile 2004) ed estate (II - luglio 2004), a bordo della *N/O Astrea* dell'ICRAM. In ciascuna campagna sono stati prelevati campioni di sedimento in corrispondenza di 10 stazioni (da GI_0 a GI_9), disposte a distanze crescenti dall'installazione (0, 50, 500, 1000 m), lungo due transetti ortogonali tra loro, aventi come punto di intersezione la struttura stessa (Fig. 1). Questa scelta sembra essere la più appropriata al fine di evidenziare eventuali perturbazioni ambientali, in presenza di una "sorgente" di

disturbo puntiforme nota (OSPARCOM, 1999; Cicero *et al.*, 2004). Inoltre, sono state identificate due stazioni di controllo, KGI_3 e KGI_4, poste a circa 2000 m in posizione NO rispetto alla piattaforma, su un fondo aventi caratteristiche geomorfologiche simili a quelle dell'area indagata.

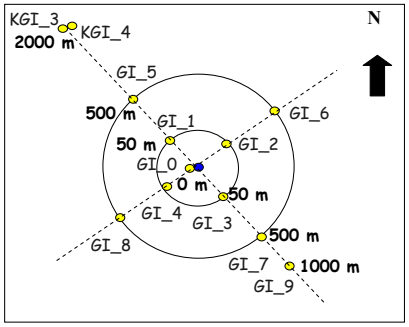


Fig. 1 - Disegno di campionamento.
Sampling design.

In ciascuna stazione il sedimento è stato campionato con una benna Van Veen con area di presa di 0,1 m^2 ed una capacità di 25 litri, prelevando due repliche; il materiale è stato vagliato con un setaccio con maglia di 1 mm e successivamente fissato in formaldeide al 4% tamponata con $CaCo_3$. Gli organismi sono stati contati e identificati fino al più basso livello possibile. Inoltre, su ogni campione prelevato è stata effettuata l'analisi granulometrica, mediante essiccatura in stufa e vagliatura su pile di setacci serie ASTM a maglie di diverse dimensioni (–1 +4 φ, ad intervalli di 0.5 φ). L'analisi sedimentologica è stata effettuata mediante la classificazione di Shepard (1954).

Al fine di evidenziare la probabile influenza della piattaforma sulla struttura della comunità macrozoobentonica dell'area, sono stati calcolati la ricchezza specifica totale (Pielou, 1974) e l'indice di diversità di Shannon-Wiener (Shannon e Weaver, 1949). Inoltre, è stata condotta un'analisi statistica multivariata, la MDS (*Multi Dimensional Scaling*), basata sull'indice di similarità di *Bray-Curtis*, (Clarke e Warwick, 2001), sull'insieme dei dati di abbondanza, utilizzando come fattore discriminante la distanza dalla struttura *off-shore*.

Risultati

Nel corso di entrambe le campagne di monitoraggio sono stati raccolti e determinati 1497 individui appartenenti a 129 taxa. Complessivamente il taxon maggiormente rappresentato è quello dei policheti (55,32%), seguono crostacei (21,56%), molluschi (8,37%), echinodermi (6,95%) e altri taxa (7,8%). Le maggiori ricchezze specifiche si riscontrano, in ordine decrescente, tra i policheti (S=49), i molluschi (S=19), i crostacei (S=18), gli echinodermi (S=5). Per quanto riguarda l'indice di diversità di Shannon, si evidenziano valori più alti nelle stazioni in prossimità della piattaforma, caratterizzate da argille sabbiose e loam, rispetto a quelle più lontane, caratterizzate da argille limose. Dalla primavera all'estate non si osserva un sostanziale cambiamento nella struttura della comunità; tuttavia, i valori dell'indice di diversità H' relativi alla seconda campagna sono mediamente più bassi di quelli della prima: il valore minimo si ha nella stazione GI_6 II, il valore più alto è stato calcolato nella stazione GI_2 I (Fig. 2).

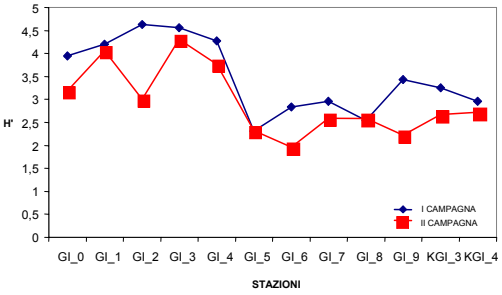


Fig. 2 - Indice di diversità (H') relativo alla I (aprile 2004) e II (luglio 2004) campagna presso la piattaforma "Giovanna" (GI_) e le stazioni di controllo (KGI_).

Diversiy index (H') for the first (April 2004) and the second (July 2004) surveys around "Giovanna" platform (GI_) and control stations (KGI_).

L'analisi statistica condotta con l'MDS distingue nel piano di ordinamento bidimensionale le stazioni (I e II campagna) poste nelle immediate vicinanze della piattaforma (0 e 50 m, Gruppo A) dalle stazioni più lontane (500 m, 1000 m e controlli) (Fig. 3).

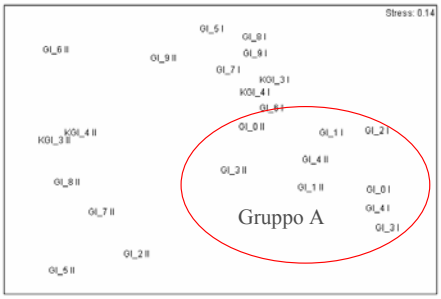


Fig. 3 - Analisi multivariata (MDS) condotta sull'insieme dei dati di abbondanza (I e II campagna).

Multivariate analysis (MDS) performed on the all data set (I and II surveys).

Le stazioni più vicine all'installazione (GI_0, GI_1, GI_2, GI_3, GI_4 Gruppo A) sono caratterizzate dalla presenza di specie ecologicamente legate ai numerosi esemplari di *Mytilus galloprovincialis* che, staccatisi dalle gambe della piattaforma su cui vivono, hanno creato una vera e propria facies sul fondo sottostante. Infatti, con abbondanze elevate il crostaceo decapode *Pilumnus hirtellus*, tipico di fondi detritici di zone rocciose e di fondi mobili a sedimento molto grossolano, caratterizza tutte le stazioni del Gruppo A; in alcune di esse sono presenti esemplari del crostaceo decapode *Galathea dispersa*, preferenziale di fondi mobili a sedimento grossolano e dei molluschi bivalvi *Hiatella artica*, *H. rugosa* e del polichete *Polydora ciliata*, specie tipiche di substrati duri, normalmente assenti sul fondo originario. Queste specie contraddistinguono il popolamento sotto la piattaforma sia in primavera che in estate, andando ad arricchire un popolamento tipico di fondi mobili fangosi, costituito da specie come i policheti *Marphysa bellii*, *Aricidea suecica meridionalis*, il mollusco bivalve *Nucula sulcata* (Falciai e Minervini, 1992; Laubier e Ramos, 1973; ENEA, 1993).

Nelle stazioni più lontane dalla piattaforma il popolamento è risultato costituito dalle sole specie di fondo silt-argilloso originario e simile a quello presente nelle stazioni di controllo, come appunto le summenzionate *M. bellii, A. s. meridionalis*, *N. sulcata* e il crostaceo decapode *Callianassa subterranea* (ENEA, 1993). Confrontando i dati faunistici summenzionati con quelli sedimentologici si può osservare come effettivamente le stazioni del Gruppo A presentino una granulometria del sedimento più grossolana rispetto a quelle poste a 500 m e 1000 m dalla piattaforma e ai controlli.

Inoltre, le specie tipiche del substrato originario caratterizzano, con abbondanze mediamente più elevate, le osservazioni relative alla prima campagna e ciò fa sì che queste si raggruppino nelle vicinanze delle stazioni sotto piattaforma. Le osservazioni relative alla seconda campagna, che si disperdono nella parte opposta del plot, presentano un popolamento mediamente più povero sia in termini di individui che di specie (Fig. 3). Pertanto, per quanto riguarda le stazioni più lontane dalla piattaforma (GI_5, GI_6, GI_7, GI_8, GI_9) e quelle di controllo (KGI_3 e KGI_4), è possibile osservare un andamento temporale legato ai cicli stagionali della comunità macrozoobentonica dell'area, meno evidente invece nelle stazioni sotto l'installazione.

Conclusioni

I dati ottenuti nel corso dell'intero periodo di monitoraggio hanno permesso di rilevare un'influenza della piattaforma sull'ambiente circostante. E' stato possibile osservare una differenza strutturale nel popolamento macrozoobentonico insediato nell'area immediatamente adiacente alla piattaforma, che determina un arricchimento della comunità (Spagnolo *et al*, 2002; Bombace *et al*., 1999; Ponti *et al*., 1998). Infatti è evidente la presenza di specie ecologicamente legate alla popolazione di *Mytilus galloprovincialis*, formata dagli esemplari staccatisi dai piloni e di specie più tolleranti alle modificazioni granulometriche indotte dalle attività di perforazione (UNEP Technical Publication, 1997).

Bibliografia

BOMBACE G., FABI G., RIVAS G. (1999) - Effetti su il popolamento ittico indotti da una piattaforma estrattiva dell'alto Adriatico: prospettive di gestione delle risorse costiere. *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 64-72.

CICERO A.M., GABELLINI M., MAGGI C., NONNIS O., TRABUCCO B., VIRNO LAMBERTI C. (2004) – Methodological criteria for environmental monitoring of an offshore platform and Central Adriatic Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Medit*., **37**: 507.

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (2001) – *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation.* 2nd Ed. PRIMER-E, Plymouth: 169 pp.

ENEA (1993) - *Arcipelago toscano Studio oceanografico, sedimentologico, geochimico e biologico*. Ed. Serie Studi Ambientali: 400 pp.

FALCIAI L., MINERVINI R. (1992) – *Guida dei Crostacei Decapodi d'Europa*. Franco Muzzio Ed.: 282 pp.

LAUBIER L., RAMOS J.M. (1973) - Paraonidae (Polychète sédentaires) de Méditerranée. *Bulletin Du Museéum National d' Histoire Naturelle Paris 168*, 3ª série, **1**: 1097-1148.

OSPAR COMMISSION (1999) - Guidelines for Monitoring the Environmental Impact of Offshore Oil and Gas Activities, Adopted at ASMO 2001, OSPAR Commission Agreement 01-10.

PIELOU E.C. (1974) - *Population and Community Ecology: principles and methods.* Gordon and Breach Sci. Pubbl., New York: 424 pp.

PONTI M, CAPRA A., GABBIANELLI G., CECCHERELLI V.U. (1998) - Environmental characterisation and macrobenthic communities of the Northern Adriatic "Paguro" Wreck. *Rapp. Comm. int. Mer Medit*., **35**: 478-479.

SHANNON C.E., WEAVER W. (1949) - *The mathematical theory of communication*. Urbana IL, University of Illinois Press: 117 pp.

SHEPARD F.P. (1954) - Nomenclature based on sand, silt, clay ratios. *Journ. Sed. Petr.,* **24**: 151-158.

SPAGNOLO A., PANFILI M., GIAMPIERI A., SPEGNE R., TROVARELLI L. (2002) - Cambiamenti indotti sulla comunità bentonica di fondo mobile da una piattaforma estrattiva off-shore (Adriatico settentrionale). *Biol. Mar. Medit.*, **9** (1): 191-198.

UNEP TECHNICAL PUBLICATION (1997) - *Environmental management in oil and gas exploration and production. An overview of issues and management approaches*. Joint E&P Forum.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 663-666

R. Vaccarella, P. Paparella

Amministrazione Provinciale di Bari, Servizio Acquario e Museo Oceanografico,
Molo Pizzoli (Porto) - 70123 Bari, Italia.
r.vaccarella@provincia.ba.it

BIONOMIA BENTONICA DEL TRATTO COSTIERO FRA MONOPOLI E POLIGNANO A MARE (MAR ADRIATICO)

BENTHIC BIOCOENOSES OF MONOPOLI AND POLIGNANO A MARE COASTAL ZONE (ADRIATIC SEA)

Abstract

A survey to make a morphobathimetric map with biological features, was carried out in 2004 along 7,5 Km of the coastline between Monopoli and Polignano a Mare (Adriatic Sea). The map was produced by using Side Scan Sonar and Multibeam. The benthic community was investigated by using ROV and Scuba diving. The survey has showed nine areas, between "coralligeno" areas; benthic community of Posidonia oceanica *and* Cymodocea nodosa*; areas with* Caulerpa racemosa*, tropical green alga. Considering the great value of the investigated area, the map should be considered an important tool for the management of coastal zone.*

Key-words*: benthos, morphobathimetric map, Adriatic Sea.*

Introduzione

Il tratto costiero fra le città di Monopoli e di Polignano a Mare è fra i litorali più suggestivi della provincia di Bari e meta di numerosi turisti subacquei durante tutto l'anno. Alcuni punti di questo tratto di costa, per anni, sono stati influenzati da sversamenti di acque reflue della fogna cittadina, con conseguente degrado dei fondali marini. Attualmente detti reflui sono stati convogliati in una condotta sottomarina e sversati a circa 1500 metri dalla costa a 40 metri di profondità.

Grazie ad un finanziamento della Regione Puglia, nel comune di Polignano a Mare verrà realizzata un'"Oasi blu", che mira alla tutela ed al recupero delle biocenosi bentoniche ed allo sviluppo ecosostenibile del turismo subacqueo.

Il Servizio Acquario della Provincia di Bari ha condotto nel mese di agosto 2004 un'indagine morfobatimetrica e bionomica fra le città di Monopoli e Polignano a Mare, che ha permesso di realizzare carte tecniche e tematiche, la cui capacità di sintesi (Morri *et al.,* 1986), offre un importante strumento per la corretta gestione della fascia costiera in oggetto, per la quale è indispensabile la profonda conoscenza dei fondali e degli ecosistemi bentonici, nonchè delle loro variazioni spazio-temporali (Meinesz *et al*., 1981; Pergent *et al.,* 1995).

Materiali e metodi

L'area, sottoposta all'indagine cartografica, ha un'estensione lineare di circa 7,5 Km ed una larghezza di circa 1 Km (Fig. 1) compresa tra le batimetriche dei 6 e 10 metri.

A profondità minori di 6 metri la presenza di detriti di frana da crollo, di notevoli dimensioni, ha impedito l'impiego di apparecchiature a traino dell'imbarcazione.

Gli strumenti utilizzati sono stati: un sistema Multibeam Sea Bat (8125) operante alla frequenza di 455 KHz ed un sonar a scansione laterale (Datasonic SIS-1500).

Per l'identificazione delle biocenosi bentoniche sono state utilizzate metodologie di osservazione diretta, attraverso l'impiego di un ROV e di operatori subacquei. Questi ultimi hanno operato lungo 12 transetti, ortogonali alla costa, distanti tra loro 500 metri circa, sino alla profondità di 30 metri.

Per il riconoscimento delle biocenosi bentoniche, si sono seguiti i criteri riportati da Meinesz *et al.*, 1983.

La rappresentazione cartografica è stata realizzata in scala 1:10.000.

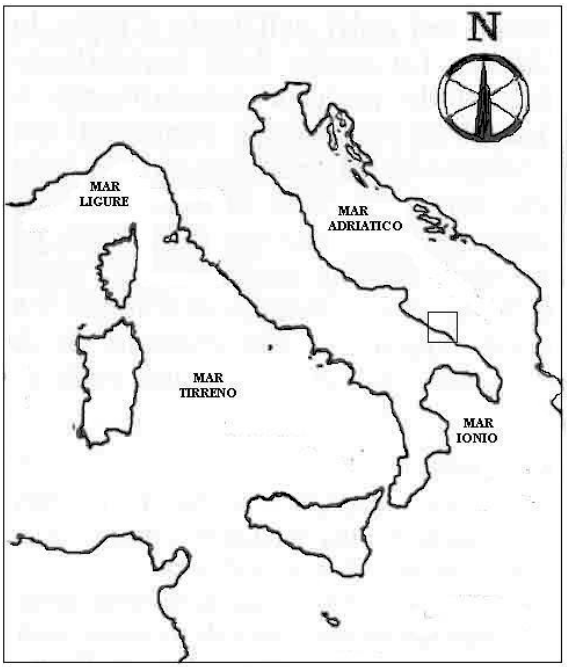


Fig. 1 - Ubicazione dell'area di indagine.
Map showing study area.

Risultati

L'intera fascia costiera compresa fra Polignano a Mare e Monopoli è caratterizzata da biocenosi fotofile e sciafile di substrato duro sino a –20/–30 metri di profondità, oltre le quali incomincia un fondo di sabbia pelitica o pelite sabbiosa variamente distribuita.

La zona litorale presenta una comunità fitoalgale ad alghe calcaree incrostanti e le biocenosi fotofile di roccia infralitorale sono caratterizzate dall'abbondanza di *Padina pavonica*, *Dictyota dichotoma* e *Acetabularia acetabulum*. A questa segue la biocenosi RCEO costituita da aree rocciose più o meno ampie, ricoperte da alghe calcaree del genere *Lithophyllum* e presenza di *Arbacia lixula* e *Paracentrotus lividus*, frequente il *Codium vermilara*. Queste si alternano ad aree coperte da lenti sabbiose occupate da ciuffi di *Posidonia oceanica* sparsa.

I fondi caratterizzati da sabbie fini ben calibrate (SFBC) sono composti da sedimenti molto omogenei, leggermente fangosi e spesso di origine terrigena, nei quali sono presenti *Dosinia lupinus*, *Neverita josephina* e *Natica millepunctata*. Superati i 10 metri di profondità sino ad oltre 18 metri circa, le sabbie diventano sabbie pelitiche ed ospitano una densa prateria di *Cymodocea nodosa*.

Con l'aumentare della profondità, sui fondi rocciosi si rileva la presenza della biocenosi precoralligena (PC).

Le formazioni precoralligene ricoprono il fondo con bioconcrezioni, il cui sviluppo diventa maggiore con l'aumentare della profondità. Al di sopra del ricoprimento quasi totale di queste formazioni, da parte della rodoficea *Peysonnelia squamaria*, si elevano *Halimeda tuna* e *Udotea petiolata*.

Ad iniziare dai 15 metri di profondità, anche le pareti verticali del fondo roccioso sono densamente ricoperte dalla biocenosi coralligena, in particolare da poriferi. Ma il massimo sviluppo del bioconcrezionamento è rappresentato dal coralligeno (C) di piattaforma, le cui massicce formazioni isolate si elevano dal fondo incoerente, per una altezza di 4-6 metri. Queste sono densamente ricoperte di gorgonie *Eunicella cavolinii* e *E. singularis* e dai poriferi arborescenti *Axinella cannabina* e *A. polypoides*.

L'alga alloctona *Caulerpa racemosa* è presente sia su fondi incoerenti, anche frammista a *Cymodocea nodosa* e *Posidonia oceanica*, sia su fondi duri. *C. racemosa*, dalla prima segnalazione avvenuta nel 2000 nelle acque di Monopoli (oss. pers.), ricopre ormai un'ampia area che va estendendosi lungo la costa.

In Tab. 1 sono riportate le unità biocenotiche e la loro estensione, riferita all'area esaminata.

Tab. 1 - Estensione delle principali aree individuate.
Values of the investigated surfaces.

Superficie occupata (Km^2)	Meinesz *et al.*
0,22	RIPC/o + RCEO
0,39	RIPC/o + *C. racemosa*
0,06	SFBC
0,04	*P. oceanica* su sabbia + *C. racemosa*
0,40	*C. nodosa* su sabbia (fango)
0,28	Sabbie con affioramenti rocciosi
4,50	PC
1,69	C

Conclusioni

Come detto, la mappatura realizzata, consentirà una migliore gestione della Fascia Costiera indagata.

La presenza di specie alloctone come la *C. racemosa* verrà monitorata nel tempo, sia per la valutazione di un'eventuale estensione del suo areale (Ceccherelli *et al.*, 2001), sia per evidenziare l'impatto sulle specie autoctone.

Oltre alla *C. racemosa*, recentemente presente lungo le coste della provincia di Bari, l'indagine ha confermato la presenza di specie termofili quali *Bursatella leachii* Blainville, *Thalassoma pavo*, *Hermodice carunculata*.

Bibliografia

CECCHERELLI G., CAMPO D., PIAZZI L. (2001) – Some ecological aspects of the introduced alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean: way of despersal and impact on native species. *Biol. Mar. Medit.,* **8** (1): 94-99.

MEINESZ A., BOUDOURESQUE C.F., FALCONETTI C., ASTIER J.M., BAY D., BLANC J.J., BOUCIER M., CINELLI F., CIRIK S., CRISTIANI G., DI GERONIMO I., GIACCONE G., HARMELIN J.G., LAUBIER J.G., LOVRIC A.Z., MOLINIER R., SOYER J., VAMVAKAS C. (1983) – Normalisation des Symboles pour la representation et la Cartographie des Biocénoses Littorales de Mediterranée. *Ann. Inst. Océanogr*., Paris, **59** (2): 155-172.

MEINESZ A., CUVELIER M., LAURENT R. (1981) – Méthodes récentes de cartographie et de de surveillance des herbiers de Phanérogames marines. Leurs applications sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Vie Milieu,* **31** (1): 27-34.

MORRI C., BIANCHI C.N., DAMIANI V., PEIRANO A., ROMEO G., TUNESI L. (1986) – L'ambiente marino tra Punta della Chiappa e Sestri Levante (Mar Ligure): profilo ecotipologico e proposta di una carta bionomica. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **52** (Suppl.): 213-231.

PERGENT G., CHESSA L., COSSU A., GAZALE V., PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C. (1995) – Aménagement du littoral: apport de la cartographie benthique. *Res. Mediterranea*, **2**: 45-57.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 667-671

A. Valeri, O. Blasutto, E. Crevatin, C. Larato, C. De Vittor

OGS-Dipartimento di Oceanografia Biologica, Via Auguste Piccard, 54 - 34010 Trieste, Italia.
avaleri@ogs.trieste.it

INTERAZIONI MICROALGHE-BATTERI NEL SEDIMENTO SUPERFICIALE DEL GOLFO DI TRIESTE

INTERACTIONS BETWEEN MICROALGAE AND BACTERIA IN THE UPPER LAYER OF THE SEDIMENT OF THE GULF OF TRIESTE

Abstract

The aim of this work was to study the interactions between microalgae and bacteria at the sediment of the Gulf of Trieste. Samples were collected in January, April, July and December 2003, using Haps Frame-Supported Bottom Corer. The analyses were based on the measurements of chlorophyll a *and Labile Organic Matter (LOM) concentrations, bacterial abundances, enzymatic degradation of organic matter and microphytobenthos community composition.*

The bacterial abundances resulted high in December, when microphytobenthos abundances were the lowest. The enzymes aminopeptidase, phosphatase and glucosidase showed higher potential hydrolysis rate in July, when microphytobenthos abundances were higher too.

Key-words: *chlorophyll* a*, LOM, benthic bacteria, biodegradations, microphytobenthos.*

Introduzione

La composizione qualitativa della sostanza organica nel sedimento è il risultato dell'equilibrio dinamico tra apporti esterni, produzione autoctona e utilizzazione eterotrofica. In ambienti marini costieri poco profondi, come il Golfo di Trieste, la luce raggiunge il fondo e sostiene i processi di produzione primaria del microfitobenthos, prevalentemente composto da alghe unicellulari appartenenti alla classe delle Bacillariophyceae. La comunità microalgale rilascia fotoassimilati condizionando lo sviluppo della comunità batterica (Van Duyl *et al.*, 1999). I batteri, a loro volta, rimineralizzano la sostanza organica rendendo disponibili i nutrienti necessari al comparto autotrofo. Nonostante le numerose informazioni sul ruolo del microfitobenthos come produttore primario (Herndl *et al.*, 1989; Kemp *et al.*, 1999) e la sempre maggiore attenzione rivolta alla comprensione dei processi batterici di rimineralizzazione della sostanza organica (Manini *et al.*, 1999; De Vittor *et al.*, 2000), scarse e frammentarie risultano le informazioni sulle interazioni tra produttori primari e batteri nel comparto bentonico del Golfo di Trieste.

Scopo del presente lavoro è quello di valutare l'efficienza del controllo esercitato dal popolamento microalgale bentonico sullo sviluppo della comunità batterica.

Materiali e metodi

Il sito di studio è posto al centro del Golfo di Trieste ad una profondità di circa 20 m ed è caratterizzato da sedimenti prevalentemente pelitici (Covelli *et*

al., 1999). Il sedimento è stato campionato in gennaio, aprile, luglio e dicembre 2003 prelevando carote di sedimento utilizzando un carotiere modello "Haps Frame-Supported Bottom Correr" (KC-Denmark) dotato di carotatore di metallo, per le analisi biologiche, e di un carotatore in plexiglass, per le analisi biochimiche e per la valutazione della componente microfitobentonica. La componente microfitobentonica è stata studiata nel primo centimetro di sedimento. La stima dell'abbondanza della biomassa microalgale è stata effettuata utilizzando un microscopio ottico invertito (Leitz, 320×) (Welker e Nichetto, 1996). Per le analisi microbiologiche e biochimiche le carote sono state sezionate in tre strati (0-1 cm, 1-3 cm, 3-5 cm). La clorofilla *a* e i feopigmenti sono stati esaminati secondo Lorenzen e Jaffrey (1980). La concentrazione di Sostanza Organica Labile (*Labile Organic Matter*, LOM) è stata analizzata secondo Danovaro *et al.* (1993). L'abbondanza dei batteri è stata valutata seguendo il metodo di Hobbie *et al.* (1977). Seguendo il protocollo proposto da Hoppe (1983), sono state stimate le attività enzimatiche esocellulari utilizzando substrati fluorogenici derivati dal 4-metil-umbelliferone (MUF) e dalla 7-amino-4-metil cumarina (AMC). L'attività proteasica è stata valutata come tasso di idrolisi della leucina-AMC (Attività aminopeptidasica, AMA), l'attività glucosidasica come tasso di idrolisi di MUF-β-glucoside e di MUF-α-glucoside e l'attività fosfatasica come tasso di idrolisi del MUF-fosfato (Attività fosfatasica, APA).

Risultati

Le maggiori concentrazioni di clorofilla *a* sono state rilevate nello strato superficiale (0-1 cm) (Fig. 1). Il massimo assoluto (2,9 μg g^{-1}), osservato in dicem-

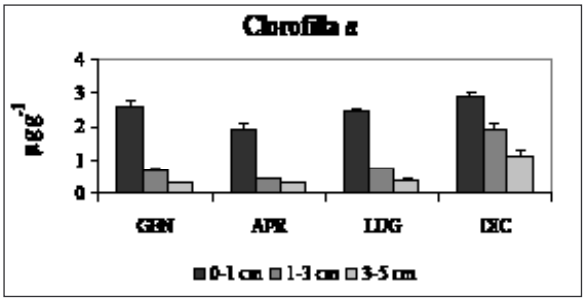


Fig. 1 - Concentrazione di clorofilla *a* nei primi 5 cm di sedimento suddiviso in 3 strati.
Chlorophyll a *concentration in the upper 5 cm of sediment divided into 3 layers.*

bre, corrisponde ad un rapporto Feopigmenti/Clorofilla *a* (Feo/Chl *a*) estremamente basso. La sostanza organica (LOM) è risultata costituita prevalentemente da proteine (Fig. 2) e il carbonio proteico rappresenta il 58,5% del totale. I più elevati valori di LOM sono stati rilevati in dicembre. Il popolamento batterico ha raggiunto abbondanze comprese tra 1,5 e $3,6\times10^8$ cell g^{-1} e i valori maggiori sono stati evidenziati in aprile, nello strato superficiale, e in dicembre, lungo tutti gli strati (Fig. 3). Le abbondanze batteriche nel primo centimetro di sedimento

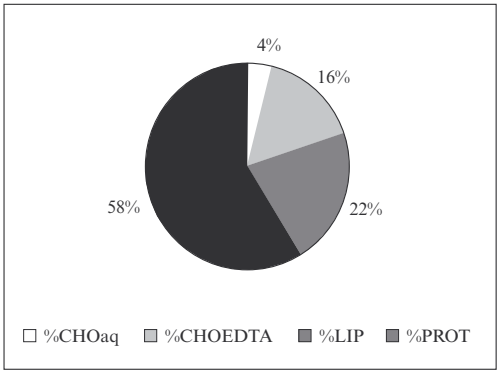


Fig. 2 - Composizione percentuale media della LOM nei primi cinque centimetri di sedimento. Sono rappresentate le percentuali del carbonio glucidico (da carboidrati solubili in acqua, CHOaq, ed estraibili in EDTA, CHO-EDTA), lipidico (LIP) e proteico (PROT).
LOM percentage composition in the upper 5 cm of sediment. The glucidic carbon (CHOaq water soluble carbohydrates, CHO EDTA carbohydrates soluble in EDTA), lipidic carbon (LIP) and proteic carbon percentage are represented.

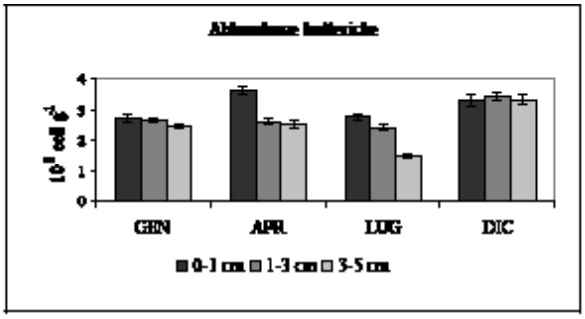


Fig. 3 - Andamento temporale e spaziale dell'abbondanza batterica nei primi 5 cm di sedimento suddiviso in 3 strati.
Temporal and spatial variations of bacterial abundances in the upper 5 cm of sediment divided into 3 layers.

seguono l'andamento del rapporto tra C-proteico e C-glucidico (C-Prot/C-Carb). Gli enzimi più attivi sono stati quelli rivolti al recupero di P e N (APA e AMA), mentre l'idrolisi dei glucidi è risultata più contenuta (Fig. 4). I valori massimi sono stati raggiunti, in tutti gli strati e per tutti gli enzimi considerati, in luglio; in dicembre, invece, sono stati registrati i valori minimi. Le specie microfitobentoniche più rappresentative sono elencate in Tab. 1. Nel periodo primaverile-estivo, è stata osservata una predominanza di *Navicula* spp. Nel periodo autunnale e invernale ha preso il sopravvento la specie *Paralia sulcata*.

Conclusioni

In gennaio la comunità microfitobentonica risulta costituita per il 31% da *Paralia sulcata*. Questa specie, non motile, è scarsamente produttrice di EPS

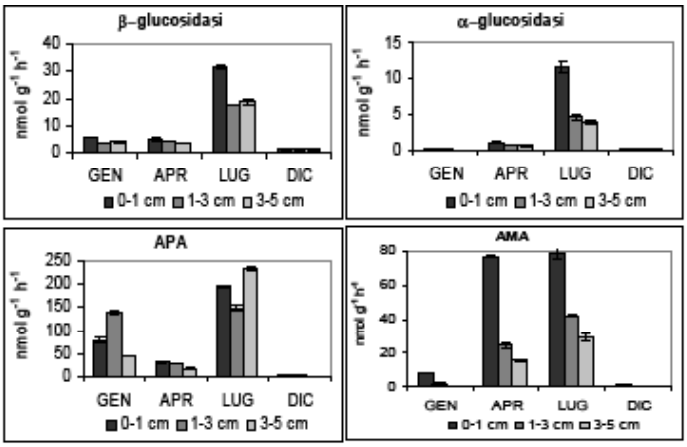


Fig. 4 - Andamenti spaziali e temporali delle attività enzimatiche degli enzimi β- glucosidasi e α-glucosidasi, fosfatatsi (APA) e leucina aminopeptidasi (AMA).
Temporal and spatial variations of enzymatic activity of β-glucosidase, α-glucosidase, alkaline phosphatase (APA) and leu-aminopeptidase (AMA).

Tab. 1 - Abbondanza percentuale relativa delle specie microfitobentoniche più rappresentative nel sito in esame.
Relative abundance percentage of the most representative microphytobenthic species in the study site.

	GEN	APR	LUG	DIC
Diploneis ovalis	7,19	0,73	0,06	5,06
Diploneis smithii	1,48	0,73	0,31	0,63
Gyrosigma spencerii	2,11	1,29	0,06	0
Navicula directa	6,98	5,90	1,45	8,23
Navicula spp. 1	3,38	4,36	**25,33**	5,06
Navicula spp. 2	8,25	24,31	**12,88**	6,33
Nitzschia sigma	1,69	0,32	0,57	0
Nitzschia tryblionella	2,54	1,94	1,45	3,80
Nitzschia sp.	2,11	3,39	2,07	3,16
Paralia sulcata	**31,08**	7,51	3,58	**32,28**
Pleurosigma aestuarii	6,77	2,50	0,19	1,27
Altri	14,80	18,01	13,83	22,78

(Exo-Polimeric Substances) ma ugualmente in grado di liberare carboidrati colloidali a basso peso molecolare (Round *et al.*, 1990; Smith *et al.*, 1998), come confermato dalle contenute attività glucosidasiche espresse dalla comunità batterica. La rilevante attività fosfatasica indica una competizione per il P tra alghe e batteri (Zweifel *et al.*, 1993) conferma l'importante ruolo svolto dagli organismi autotrofi nel recupero di P organico (Myklestad, 2000). In luglio, infatti, quando il microfitobenthos raggiunge le abbondanze più elevate, l'attività fosfatasica risulta più intensa. La comunità autotrofa, in questo periodo, è dominata dal genere *Navicula*, noto produttore di molecole ricche in carboidrati complessi (EPS) (Cahoon, 1999). La produzione di EPS stimola la degradazione glucidica e particolarmente

elevata risulta l'idrolisi dei legami α- e ß-glucosidasici, 10 volte superiore rispetto agli altri mesi. In dicembre *Paralia sulcata* è la specie dominante della comunità microfitobentonica. La sua produzione di carboidrati a basso peso molecolare sostiene il popolamento batterico. La disponibilità di P nel sedimento (Falconi comunicazione personale), soddisfa sia la richiesta del popolamento batterico che quella della comunità autotrofa. La ridotta produzione di enzimi da parte dei batteri si esplica in un incremento nella loro biomassa. L'abbondanza batterica raggiunge, infatti, valori superiori a $3{,}3\times10^8$ cell g^{-1} in tutti gli strati.

Sembra pertanto che il microfitobenthos, ed in particolare la sua composizione specifica, possa influenzare lo sviluppo e l'attività della comunità batterica.

Bibliografia

CAHOON L.B. (1999) – The role of benthic microalgae in neritic ecosistem. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review.* **37**: 47-86.

COVELLI S., FAGANELLI J., HORVAT M., BRAMBATI A. (1999) – Porewater distribution and benthic flux measurements of mercury and methylmercury in the Gulf of Trieste. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **48**: 415-428.

DANOVARO R., FABIANO M., DELLA CROCE N. (1993) – Labile organic matter and microbial biomasses in deep sea sediments (Eastern Mediterranean Sea). *Deep-Sea Res.* **40**: 953-965.

DE VITTOR C., FALCONI C., PREDONZANI S., FONDA UMANI S. (2000) – Effetti della mitilicoltura sui sedimenti costieri del Golfo di Trieste. *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 85-92.

HERNDL G.J., PEDUZZI P., FANUKO N. (1989) – Benthic community metabolism and microbial dynamics in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea). *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **53**: 169-178.

HOBBIE J.E., DALEY R.J., JASPER S. (1977) - Use of Nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.,* **33**: 1225-1228.

HOPPE H.G. (1983) - Significance of exoenzymatic activities in the ecology of brachish water: measurements by means of methylumbelliferyl substrates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **11**: 299-308.

KEMP W.M., FAGANELLI J., PUSKARIC S., SMITH E.M., BOYNTON W.R. (1999) - Pelagic-bentic coupling and nutrient cycling. In: Malone T., Malej A., Harding L.W., Smodlaka N., Turner R.E. (eds), *Ecosystem at the Land-Sea margin*: 295-339.

LORENZEN C., JAFFREY J. (1980) - Determination of chlorophyll in sea water. In: *Marine Science.* UNESCO Technical Paper, **35**: 1-20.

MANINI E., DANOVARO R., FABIANO M. (1999) - Early diagenesis of sedimentary organic matter and bacterial response in a frontal system of the Adriatic Sea: preliminary results. *Atti AIOL,* **13**: 271-279.

MYKLESTAD S.M. (2000) - Dissolved organic carbon from phytoplankton. In: Hutzinger (ed), *The Handbook of Environmental Chemistry.* 5(D). Marine Chemistry. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 111-138.

ROUND F.F., CRAWFORD R.M., MANN P.G. (1990) – *The Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Press Sindacate of the University of Cambridge, Cambridge.

SMITH D.J., UNDERWOOD G.J.C. (1998) - Exopolymer production by intertidal epipelic diatoms. *Limnol. Oceanogr.,* **43** (7): 1578-1591.

VAN DUYL F.C., DE WINDER B., KOP A J., WOLLENZIEN U. (1999) - Tidal coupling between carbohydrate concentrations and bacterial activities in diatom-inhabited intertidal mudflats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **191**: 19-32.

WELKER C., NICHETTO P. (1996) - The influence of mucous aggregates on the microphytobenthic community in the Northern Adriatic Sea. P.S.Z.N.I.: *Mar. Ecol.,* **17**: 437-489.

ZWEIFEL U.L. NORRMAN B., HAGSTRÖM A. (1993) - Consumption of dissolved organic carbon by marine bacteria and demand for inorganic nutrient. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **101**: 23-32.

Il presente lavoro è stato svolto nell'ambito del programma di ricerca "Studio dello stato trofico e delle anomalie del sistema Alto Adriatico", finanziato dalla Comunità Europea e dalla Regione Friuli-Venezia Giulia nell'ambito del progetto INTERREG III Italia-Slovenia.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 672-676

S. Agnesi, T. Di Nora, G. Mo, L. Tunesi

ICRAM, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
s.agnesi@icram.org

ESPERIENZA METODOLOGICA DI ANALISI DEI DATI PER LO STUDIO DELLA NAUTICA DA DIPORTO NELL'AREA MARINA PROTETTA DI CAPO CARBONARA

A METHODOLOGICAL APPROACH FOR THE ANALYSIS OF BOATING ACTIVITY IN THE MARINE PROTECTED AREA OF CAPO CARBONARA

Abstract

A methodological experience to study boating and sailing activities in order to identify zones that need specific management is described. The methodology used involves analysis of environmental data and anchoring pressure.

Key-words*: boating, methodology, anchoring, marine parks, Capo Carbonara.*

Introduzione

La nautica da diporto è una delle attività ricreative più diffuse lungo le coste italiane (Censis, 2002). Il diportismo, a causa dell'impatto meccanico degli ancoraggi, può avere effetti negativi sullo stato di conservazione di alcuni habitat che popolano i fondali (Francour *et al*., 1999). Per questo motivo, la gestione della nautica da diporto è oggetto di particolare attenzione nelle aree marine protette (AMP), dove devono essere assicurate sia le finalità di conservazione che di fruizione turistica. Il presente lavoro analizza dati ambientali e di pressione da ancoraggio delle unità da diporto nell'AMP di Capo Carbonara per identificare le zone per le quali è più importante la messa a punto di specifiche misure di gestione.

Materiali e metodi

L'area di studio, compresa nell'AMP di Capo Carbonara, ed i relativi settori di analisi, identificati sulla base della morfologia costiera, funzionalmente alla possibilità di rilevare facilmente i dati sulle imbarcazioni ancorate, sono presentati in Fig. 1; per alcuni settori è stata delimitata una fascia strettamente costiera (compresa all'interno della distanza di 500 m dalla linea di costa).

I dati relativi alle caratteristiche dei fondali sono stati ricavati dal lavoro di "Mappatura delle prateria di *Posidonia oceanica* lungo le coste della Sardegna e delle piccole isole circostanti" (MATT, 2002). La pressione da ancoraggio è stata ricavata dai dati raccolti nell'estate del 2001 nell'ambito di uno studio pilota sulla nautica da diporto condotto dall'ICRAM (Agnesi *et al*., 2002; Di Nora *et al*., 2002).

I dati disponibili sulle caratteristiche dei fondali sono stati analizzati al fine di ricavare le coperture relative alle fanerogame marine e le tipologie di fondale per l'area di studio e per ogni settore incluso. Le informazioni riguardanti la presenza di imbarcazioni ancorate sono state classificate sulla base di tre cate-

gorie dimensionali: piccola (P=LFT≤8 m), media (M=8<LFT≤16 m) e grande (G=16<LFT≤24 m); la classe P è stata a sua volta divisa in gommoni e altro. Per ciascun settore è stato calcolato il valore ambientale (VA) e il valore di pressione (VP), secondo le seguenti equazioni:

$$VA(x) = \sum_i p_i * (Area_{ix} / Area(x))$$

dove x sono i settori, *i* è la caratteristica ambientale o la tipologia del fondale e p_i il peso assegnato. I pesi sono stati assegnati in base alla valenza ambientale, con valori più alti per specie protette ed habitat di interesse conservazionistico, e valori minori per habitat meno sensibili all'impatto degli ancoraggi, utilizzando una scala 0-3. In particolare, i valori attribuiti sono stati: *Posidonia oceanica* = 3, *Cymodocea nodosa* = 2, fondi duri = 1, sabbie fini e sabbie grossolane = 0.

$$VP(x) = \sum_j p_j * (N°imbarcazioni_{jx} / Area(x)) - (0.5 * N°\ gommoni\ (x) / Area\ (x))$$

dove x sono i settori, j è la tipologia di imbarcazione e p_j il peso di ciascuna classe dimensionale. I pesi sono stati assegnati in base al differente impatto da ancoraggio, assumendo che la dimensione dell'imbarcazione sia direttamente proporzionale all'impatto della sua ancora sul fondale. Sulla base di queste considerazioni sono stati assegnati i seguenti pesi: $p_G = 3$, $p_M = 2$, $p_P = 1$. Inoltre, si è considerato che i gommoni, a parità di LFT, determinino un minore impatto sul fondale in quanto sono più leggeri e i diportisti tendono ad utilizzare ancore meno pesanti e cime al posto di catene; pertanto, ai gommoni è stato applicato un parametro di correzione di –0,5.

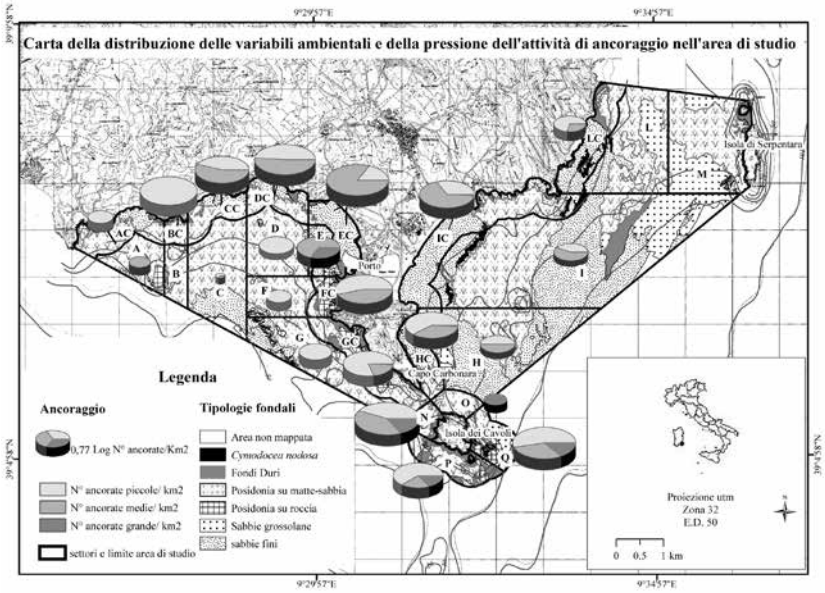


Fig. 1 - Carta della distribuzione delle caratteristiche ambientali e della pressione da ancoraggio all'interno dei diversi settori.

Distribution of the environmental characteristics and of the anchoring pressure within each sectors.

Ai fini del calcolo della VP, non è stata considerata la differenza di impatto che potrebbe essere associato alle diverse tipologie di ancore (Milazzo *et al.*, 2004), non essendo disponibili le informazioni sulle ancore utilizzate dalle singole imbarcazioni.

I valori di VA e VP sono stati standardizzati rispettivamente su scala lineare e su scala logaritmica dopo averne studiato l'andamento, e successivamente riclassificati su scala 1-3. Il valore di necessità di gestione per l'ancoraggio (VGA), è stato calcolato utilizzando il processo additivo semplice (VA+VP). Il risultato è stato a sua volta riclassificato in basso, medio e alto, secondo le possibili combinazioni di valori dati dalla somma di VA e VP.

I dati sono stati gestiti e analizzati mediante il software GIS ArcGis-Arcinfo della ESRI.

Risultati

L'area di studio, di circa 45,5 Km^2, è caratterizzata dalla presenza di praterie di *Posidonia oceanica* (su matte–sabbia 48,9% e su roccia 3,2%) e di *Cymodocea nodosa* (1,5%), di fondali rocciosi (4,3%) e sabbiosi (sabbie fini 30,1% e grossolane 10,7%) (Fig. 2). La posidonia su matte-sabbia, è la tipologia di fondale più

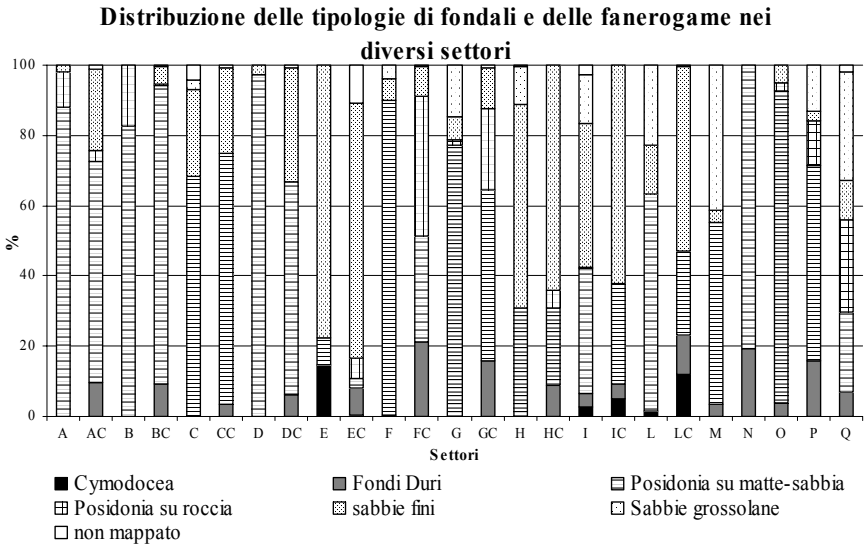


Fig. 2 - Percentuale di ricopertura di habitat e tipologie di fondale all'interno dei settori considerati.

Percentage of habitat coverage and seabottom typology within each sector.

rappresentata nell'area di studio, ed è anche l'unica presente in tutti settori con coperture comprese tra 2,8 e 97,2%. Il settore I è l'unico in cui sono presenti tutte le tipologie di fondale ed anche le fanerogame. I dati relativi alle imbarcazioni ancorate indicano la pressione maggiore nei settori strettamente costieri, in particolare in quelli circostanti l'Isola dei Cavoli (N e Q, rispettivamente 541 e 398

imbarcazioni/km^2) e quelli adiacenti al porto (EC e DC, rispettivamente 302 e 252 imbarcazioni/km^2). La pressione da ancoraggio calcolata rispetto alle categorie dimensionali delle imbarcazioni mostra che quelle appartenenti alla categoria P sono generalmente situate nei settori strettamente costieri, soprattutto in quelli prossimi al porto, le M sono distribuite in prevalenza nei settori esterni e le G intorno all'Isola dei Cavoli. La Fig. 1 presenta la distribuzione delle caratteristiche ambientali e la pressione da ancoraggio all'interno dei settori. La Fig. 3 mostra la distribuzione dei valori di VGA nei diversi settori. Quelli ad Ovest del promontorio di Capo Carbonara e intorno all'Isola dei Cavoli presentano valori

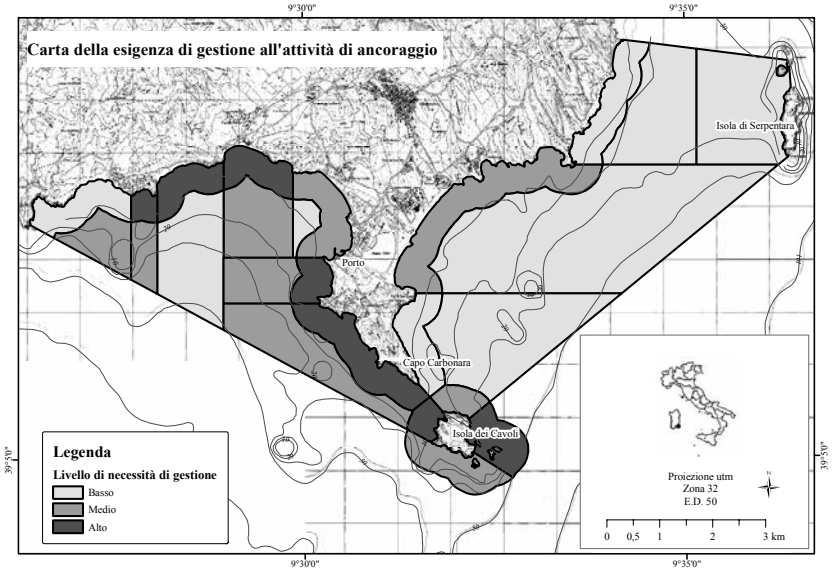


Fig. 3 - Carta dei livelli di VGA calcolati per i diversi settori.
VGA values calculated for each sector.

medi ed alti, mentre ad est del promontorio si trovano, in prevalenza, i settori con valori bassi ad eccezione del settore IC.

Conclusioni

Le zone che presentano i VGA più elevati sono in prevalenza quelle strettamente costiere, localizzate in prossimità del porto e, quindi, sottoposte a maggior pressione di ancoraggio. Il settore EC ha un'alta pressione di ancoraggio e un VGA medio, dovuto a una valenza ambientale ridotta. In modo speculare, il settore HC, che ha un'elevata pressione di ancoraggio ma una ridotta valenza ambientale, ottiene un VGA basso. Ancora, il settore O, ha una bassissima pressione di ancoraggio e un VGA medio, spiegabile sia considerando la sua elevata valenza ambientale, sia la forte incidenza di ancoraggio di grandi imbarcazioni.

I risultati ottenuti confermano l'ipotesi dell'utilità di pesare le informazioni sui

livelli d'uso del diporto nautico contro le caratteristiche ambientali dei fondali. Infatti, l'approccio applicato evidenzia i siti maggiormente meritevoli di un'attenta regolamentazione degli ancoraggi, in accordo con quanto indicato da studi per i quali è stato possibile pianificare *a priori* le variabili oggetto di studio in funzione delle caratteristiche dell'area (Antonini *et al.*, 1998). Sebbene i criteri utilizzati mostrino una certa efficacia, sono necessari ulteriori studi per testare questa metodologia al fine di valutare il ruolo delle variabili e dei pesi a loro assegnati, che possono variare in modo rilevante in funzione delle caratteristiche della singola area di studio. L'approccio proposto presenta il vantaggio di essere applicabile a qualsiasi AMP per la quale siano disponibili informazioni cartografiche sulla distribuzione dei popolamenti dei fondali, richiedendo in questo caso la sola pianificazione e raccolta dei dati relativi alla pressione da ancoraggio.

Bibliografia

AGNESI S., DI NORA T., MO G., TUNESI L. (2002) - Monitoring nautical activities in a Marine Protected Area (MPA): an integrated approach. CD of First Scientific Conference of European Federation Marine Scienze (EFMS): Oceanographical Aspects for a Sustainable Mediterranean. Athens, 27-29 sept. 2002: 4 pp.

ANTONINI G.A., ANKERSEN T., BURR D., DUNGAN K., HAMMANN R., LISTOWSKY C., LYTTON G., SIDMAN C., STAFFORD H., STEVELY J., WHITE W. (1998) - A System for evaluating anchorage management in Southwest Florida. *Technical Report* TP-84, Florida Sea Grant College Program, University of Florida, Gainesville: iii-v+1-22 pp.

CENSIS (2002) - *II rapporto sull'Economia del Mare*. Milano, Franco Angeli Ed.: 234 pp.

DI NORA T., AGNESI S., MO G., TUNESI L. (2002) - A methodological approach to study recreational nautical activities in marine protected areas. *Simposi Mediterrani d'Espais Marins I Costaners Protegits (2002. Roses I l'Estatit)*: 469-476.

FRANCOUR P., GANTEAUME A., POULAIN M. (1999) - Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* sea-grass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquatic Conser: Mar. Freshw. Ecosyst*., **9**: 391-400.

MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO (2002) - Mappatura delle prateria di *Posidonia oceanica* lungo le coste della Sardegna e delle piccole isole circostanti. Relazione tecnica e cartografica.

MILAZZO M., BADALAMENTI F., CECCHERELLI G., CHEMELLO R. (2004) – Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **299**: 51-62.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 677-679

E. Baraldi, M. Mauri

Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia,
Via Campi 213/D – 41100 Modena, Italia.
mauri.marina@unimore.it

APPROCCIO METODOLOGICO PER LA CARATTERIZZAZIONE DI *MYTILASTER MINIMUS* (POLI, 1795) COME NUOVO ORGANISMO BIOINDICATORE IN AMBIENTI SALMASTRI

METHODOLOGICAL APPROACH FOR THE CHARACTERIZATION OF MYTILASTER MINIMUS *(POLI, 1795) AS A NEW BIOINDICATOR SPECIES IN BRACKISH HABITAT*

Abstract

Population structure, reproductive cycle, metal content and biological condition were studied through 1 year on a natural population of Mytilaster minimus *(Poli, 1795) from the Orbetello Lagoon (Tuscany, Italy). Biological responses to experimental exposure to copper and benzo(a)pyrene were also analysed in order to evidence the sensitivity of this species of brackish habitat.*

Key-words*: indicator species, biomarkers, lagoons, ecotoxicology,* Mytilaster minimus.

Introduzione

In programmi di valutazione della qualità ambientale, la peculiarità degli ambienti lagunari rende necessario considerare le risposte di specie maggiormente adattate all'imprevedibilità di questi ambienti, oltre a quelle di bioindicatori standard ubiquitari. Scopo del presente studio è la caratterizzazione del bivalve *Mytilaster minimus* (Poli, 1795) come organismo bioindicatore mediante lo studio di una popolazione della laguna di Orbetello. L'approccio metodologico è stato articolato su quattro linee di studio riguardanti: la struttura di popolazione, il ciclo riproduttivo, il livello corporeo di metalli pesanti e l'espressione di biomarkers quali HSP 70, catalasi, glutatione totale, glutatione reduttasi, glutatione S-transferasi, glutatione perossidasi, TOSCA in seguito ad esposizione sperimentale a contaminanti organici ed inorganici.

Materiali e metodi

La popolazione di *M. minimus* è stata campionata con frequenza mensile in un sito della laguna di Orbetello (canale Glacis) nel periodo ottobre 2002-novembre 2003. La struttura di popolazione è stata studiata calcolando le distribuzioni di frequenza per classi di taglia (6-25 mm) di 1 mm (pari circa al 5% della taglia massima riscontrata nell'intero periodo di campionamento). Per l'analisi del ciclo riproduttivo, circa 30 individui ogni mese sono stati dissezionati, fissati nel liquido di Bouin (12 h), inclusi in paraplast, tagliati in sezioni dello spessore di 7 μm e colorati con ematossilina-eosina. La condizione biologica degli individui è stata valutata calcolando l'Indice di Condizione:

IC = [peso secco parti molli (g)/peso secco conchiglia (g)] (Walne, 1976).

Lo studio delle capacità di risposta ad inquinanti è stata condotta su esemplari campionati in gennaio 2004 esposti in condizioni di laboratorio rispettivamente a rame (40 μg/l), a benzo(a)pirene (100 μg/l) e alla loro miscela per 10 gg. La preparazione dei campioni per la determinazione di Cu, Zn, Mn, Pb, Cd, e B(*a*)P è stata condotta in accordo con Regoli *et al*. (2005). L'espressione delle HSP 70 è stata analizzata mediante elettroforesi SDS-PAGE e Western Blot (Tedengren *et al*., 1999), mentre le attività e concentrazioni dei vari sistemi antiossidanti considerati sono state misurate con specifici saggi spettrofotometrici (Regoli, 1998; Regoli e Winston, 1999).

Risultati

La popolazione di *M. minimus* della laguna di Orbetello mostra nel sito di prelievo una distribuzione delle classi di taglia costante per tutto il periodo di campionamento. La sex ratio maschi/femmine risulta essere 2:1 e non varia significativamente durante l'anno di indagine. L'osservazione istologica della gonade ha permesso di collocare l'inizio della gametogenesi nel mese di febbraio, la fase di emissione dei gameti in aprile-maggio e lo stadio di riposo sessuale nel periodo settembre-gennaio per entrambi i sessi. Il livello corporeo di Zn, Cu, Cd e Pb varia significativamente in funzione della taglia, della condizione biologica e della stagionalità (regressione lineare: [Me] = f (taglia), $P<0,05$; [Me] = f (condizione biologica), $P<0.05$; ANOVA: stagionalità, $P<0.05$ per tutti i metalli). L'esposizione sperimentale a rame e a benzo[*a*]pirene ha evidenziato una buona capacità di accumulo di *M. minimus* per entrambi i contaminanti. Per quanto riguarda le risposte biologiche non sono state osservate variazioni significative dell'attività delle glutatione S-transferasi, del glutatione totale e delle HSP 70 in nessuno dei gruppi esposti. Variazioni significative nelle risposte delle catalasi e delle glutatione reduttasi sono state rilevate per il gruppo esposto a B(*a*)P (ANOVA: Cu, n.s.; BaP, $P<0.05$; Cu x BaP, n.s.). La coesposizione a rame e B(*a*)P comporta una risposta significativa delle glutatione perossidasi e influenza la capacità antiossidante totale (TOSC) sia per i gruppi perossilici che per i gruppi idrossilici.

Conclusioni

L'approccio metodologico utilizzato ha permesso di costituire la base conoscitiva per l'eventuale impiego di *M. minimus* in programmi di biomonitoraggio di ambienti acquatici di transizione, quali quelli lagunari. Per quanto riguarda la sensibilità ai contaminanti, *M. minimus* si è dimostrato capace di una rapida risposta di bioaccumulo, mentre lo studio dei biomarkers ha complessivamente messo in rilievo una maggiore tolleranza allo stress rispetto a *Mytilus*. *M. minimus* soddisfa quindi i requisiti ecologici richiesti ad un organismo bioindicatore (Bargagli *et al*., 1998): presenta un'ampia distribuzione ed un'elevata densità nell'area di studio soprattutto nei mesi invernali, è di facile identificazione sistematica ed ha un home range ben identificabile (substrati duri della zona intertidale, profondità: 0-100 cm), mostra una buona tolleranza alla manipolazione e facilità di mantenimento alle condizioni di laboratorio.

Bibliografia

BARGAGLI R.,CRUSCANTI M., LEONZIO C., BACCI E. (1998) - I Biondicatori. In: Vighi e Bacci (eds), *Ecotossicologia*. Trattato di Farmacologia e Terapia, UTET, Torino.

REGOLI F. (1998) - Trace metals and antioxidant enzymes in gills and digestive gland of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*., **34**: 48-63.

REGOLI F., WINSTON G.W. (1999) - Quantification of total oxidant scavenging capacity of antioxidants for peroxynitrite, peroxyl radicals and hydroxyl radicals. *Toxicol. Appl. Pharmacol*., **156**: 96-105.

REGOLI F., NIGRO M., BENEDETTI M., GORBI M., PRETI C., GERVASI P.G., FATTORINI D. (2005) - Interactions between metabolism of trace metals and xenobiotic agonists of the aryl hydrocarbon receptor in the antarctic fish *Trematomus bernacchii*: environmental perspectives. *Environ. Toxicol. Chem*., **24** (6): 201-208.

TEDENGREN M., OLSSON B., BRADLEY B., ZHOU L. (1999) - Heavy metal uptake, physiological response and survival of the blue mussel (*Mytilus edulis*) from marine and brackish waters in relation to the induction of heat-shock protein 70. *Hydrobiol.,* **393**: 261-26.

WALNE P.R. (1976) - Experiments on the culture in the sea of the butterfish *Venerupis decussata* L. *Aquacult*., **8**: 371-381.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 680-684

A.M. Beltrano, L. Cannizzaro, S. Vitale, A. Milazzo, M.A. Pecoraro, G. Norrito

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, Consiglio Nazionale delle Ricerche (IAMC-CNR)
Via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.
annamariabeltrano@hotmail.com

INDAGINI PRELIMINARI MEDIANTE G.I.S. DELL'ATTIVITÀ DI PESCA NELL'AREA MARINA PROTETTA DELLE ISOLE EGADI

PRELIMINARY ANALYSIS AND REPRESENTATION OF ARTISANAL FISHERY DATA IN THE EGADI ISLANDS MARINE PROTECTED AREA BY G.I.S.

Abstract

Spatial and seasonal distribution of catch and fishing effort of the artisanal fishery in the Egadi Islands Marine Protected Area have been investigated and represented by Geographic Information System (G.I.S.). The mean catch values per season ranged from 9.95 kg to 27.60 kg. Seasonal mean effort values ranged from 408.0 to 2250.0 (m of net). The C.P.U.E. (kg/1000 m of net) values estimate per seasons ranged from 5.28 to 15.56 in Favignana zones and from 15.75 to 54.74 in Marettimo. The most important resources are: Sepia officinalis*,* Scorpaena *spp.,* Boops boops*,* Scomber *spp. The main gear used by fishermen is trammel net.*

Key-words: *marine parks, G.I.S., artisanal fishing, fishing effort, Egadi Islands.*

Introduzione

L'Area Marina Protetta (AMP) delle Isole Egadi situata di fronte alla costa nord occidentale della Sicilia, comprende le isole di Favignana, Levanzo, Marettimo e gli isolotti di Formica e Maraone. L'area, la cui estensione è pari a circa 523 Km^2, è caratterizzata da 4 zone a differente livello di protezione (A, B, C, D).

L'AMP sorge con la finalità della tutela degli ambienti naturali, ma promuove anche uno sviluppo socioeconomico compatibile con la rilevanza naturalistica e paesaggistica dell'area, privilegiando attività tradizionali locali già presenti, quale la pesca artigianale.

Lo scopo della ricerca è stato quello di indagare l'attività di pesca nell'AMP delle Isole Egadi e rappresentarla nelle sue componenti spaziali mediante un Sistema Informativo Geografico (G.I.S.), in modo da rilevare la distribuzione stagionale delle catture, dello sforzo di pesca e le specie più abbondanti della pesca artigianale, considerando le zone a differente livello di protezione.

Materiali e metodi

I dati sono stati rilevati nei porti di Favignana e di Marettimo mediante interviste allo sbarco (328), effettuate settimanalmente, durante un anno (maggio 2002 - aprile 2003). Le informazioni riguardo la flotta sono state raccolte consultando i registri circondariali marittimi. È stata stimata la cattura totale annuale per le due marinerie, la cattura media (kg) per barca, il valore medio dello sforzo di pesca (m di rete), la cattura per unità di sforzo (media) (*Catch per Unit Effort*, CPUE = kg/1000 m di rete) nelle differenti stagioni e per zona, nelle isole di Favignana e di Marettimo, dove insistono flottiglie differenti (Andreoli *et al.*, 1994, 1995; Beltrano *et al.*, 2004; Cannizzaro *et al.*, 2000). Inoltre sono state analizzate le specie dominanti le catture e gli attrezzi usati.

I dati georeferenziati sono stati analizzati mediante un software ArcView della ESRI. Sono state realizzate delle cartografie che riportano la distribuzione spaziale e temporale delle catture e dello sforzo, nelle differenti zone della riserva.

Risultati

In Fig. 1 sono mostrate la frequenza percentuale dei diversi attrezzi utilizzati a Favignana e a Marettimo. L'attrezzo più usato è il tramaglio sia a Favignana (72%) che a Marettimo (73%).

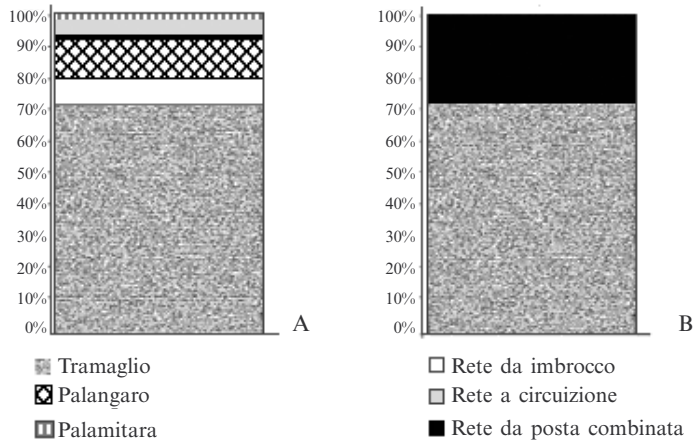


Fig. 1 - Frequenza percentuale dei diversi attrezzi da pesca utilizzati a Favignana (A) e a Marettimo (B) nell'anno.
Percentage frequency of the different fishing gear used by Favignana (A) and Marettimo fleets(B) during the year.

I dati di cattura ricadono nelle zone B e C, poiché in zona A (zona di riserva integrale) non è consentita la pesca, mentre la zona D probabilmente non è molto adatta per la pesca che insiste nel luogo, per la distanza dalla costa e per le profondità che vi si trovano.

La stima annuale totale delle catture è risultata 46.898 kg a Favignana, con una cattura media per barca di circa 21 kg a Favignana, di cui mediamente 13,8 kg nella zona B e 20,1 nella zona C (Tab.1; Fig. 2).

A Marettimo la cattura totale annuale è risultata pari a 51.205 kg, con un valore medio per barca di circa 24 kg, oscillando da valori di 24,4 kg in zona B a 23,5 kg in zona C.

In particolare, stagionalmente, a Favignana, la cattura media per barca ha presentato valori compresi tra 9,9 kg e 19,1 kg nella zona B e tra 18,8 kg e 23,9 kg nella zona C (Tab.1; Fig. 3).

A Marettimo i valori di cattura media, per stagione, sono risultati compresi tra 22,0 kg e 27,6 kg nella zona B, mentre nella C si sono presentati valori stagionali compresi tra 18,7 e 25,3 kg. I valori più elevati si hanno in inverno in zona B, dovuta alla cattura di *Sepia officinalis* L., 1758 (28%) e *Scorpaena* spp. (18%). In zona C il valore più elevato, in primavera, è dovuto principalmente alla cattura di specie quali *S. officinalis* (17%), *Scorpaena* spp. (16%), *Scomber* spp. (17%).

Tab. 1 - Cattura media (kg per barca), sforzo medio (m di rete), catture per unità di sforzo (medie stagionali e annuali, kg/1000 m di rete) per zona B, C.

Mean catch (Kg per boat), Effort (m of net), C.P.U.E (mean estimates per season and year, kg/1000 m of net) for each zone B, C.

Favignana	CATTURA	CV%	Er%	SFORZO	CPUE
B Annuale	13,79	49,46	11,35	1954,2	7,07
B Primavera	17,41	51,46	25,73	2250,0	7,74
B Estate	12,52	31,12	12,71	1833,3	6,95
B Autunno	9,95	26,50	10,82	1883,3	5,28
B Inverno	19,17	58,12	33,55	1943,3	9,86
C Annuale	20,13	73,88	6,33	1654,1	12,17
C Primavera	20,40	85,92	11,92	1784,4	11,43
C Estate	18,81	50,62	8,11	1670,0	11,06
C Autunno	23,90	87,29	22,54	1535,5	15,56
C Inverno	19,49	62,86	11,48	1493,2	13,06

Marettimo	CATTURA	CV%	Er%	SFORZO	CPUE
B Annuale	24,42	45,73	4,64	710,8	34,35
B Primavera	25,42	52,65	7,85	553,4	45,94
B Estate	23,13	32,82	6,44	982,7	23,54
B Autunno	22,04	47,60	11,54	594,1	37,09
B Inverno	27,60	31,59	10,53	933,3	29,57
C Annuale	23,54	46,07	7,47	602,9	39,04
C Primavera	25,39	46,04	10,56	552,6	45,94
C Estate	20,16	44,72	20,00	1280,0	15,75
C Autunno	18,78	50,71	22,68	408,0	46,03
C Inverno	24,14	45,46	15,15	441,1	54,74

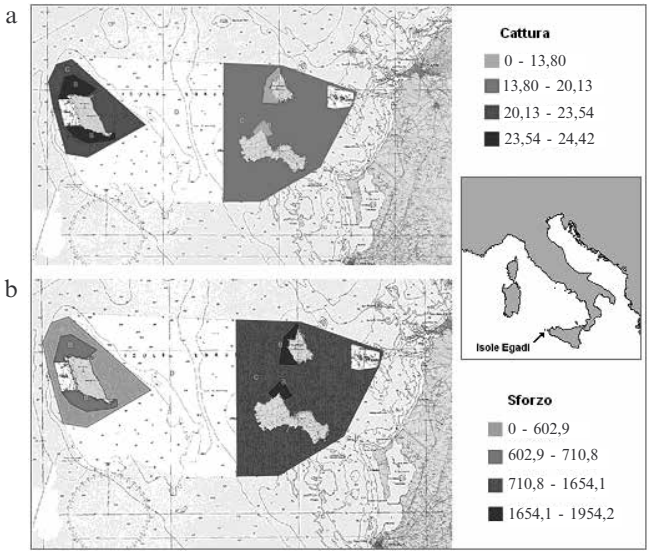


Fig. 2 - a) Distribuzione della cattura media annuale (kg per barca) e b) dello sforzo medio annuale (m di rete) nelle zone B e C.

a) Distribution of mean catch (Kg per boat) and b) fishing effort (m of net) during the year, for each zone B and C.

A Favignana i valori più elevati si hanno in inverno in zona B, principalmente dovuti alla cattura di *Boops boops* L., 1758 (35%), *Scorpaena* spp. (19%), *Oblada melanura* L., 1758 (17%) e in autunno in zona C, in cui le specie più abbondanti

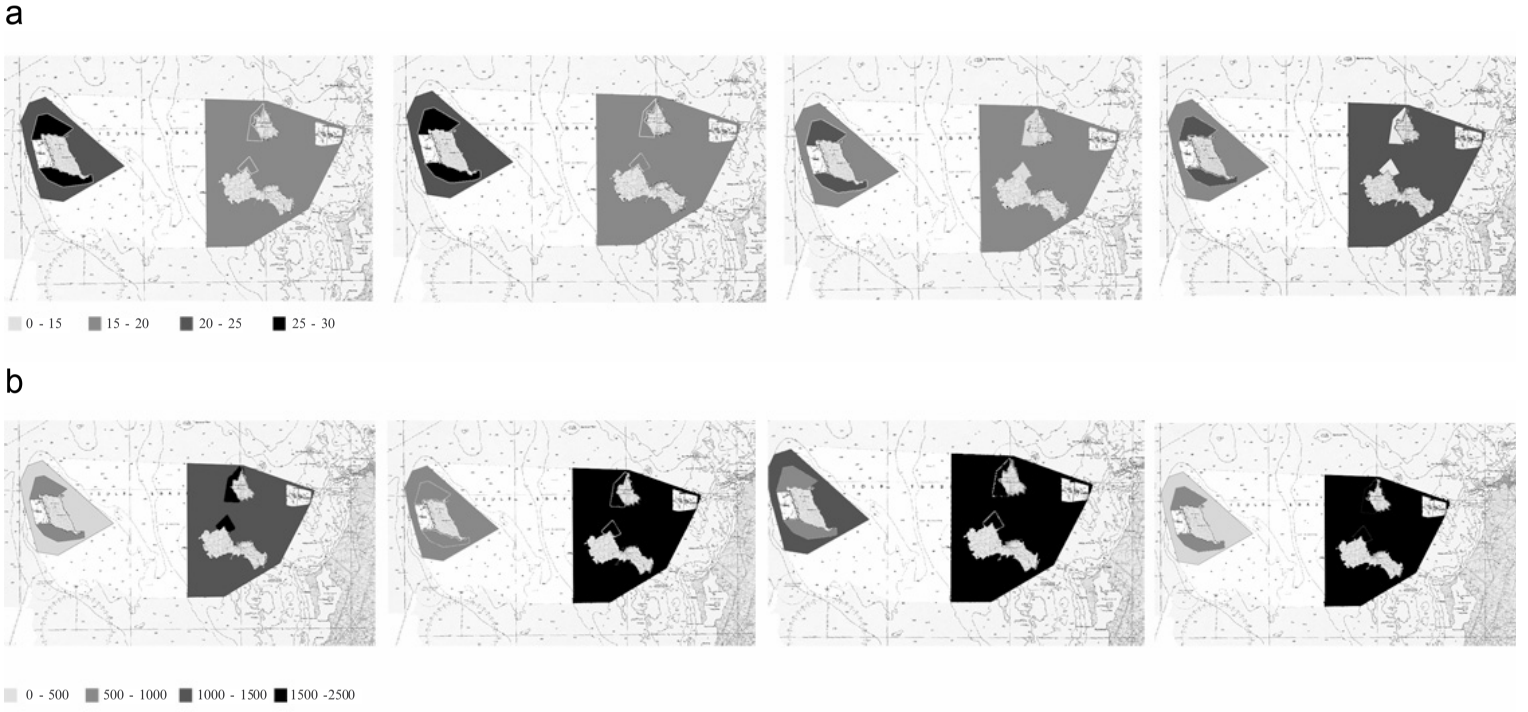


Fig. 3 - a) Distribuzione della cattura media stagionale (kg per barca) e b) dello sforzo medio annuale (m di rete) nelle zone B e C. In ordine da sinistra: inverno, primavera, estate, autunno.

a) Distribution of mean catch (Kg per boat) and b) fishing effort (m of net) during the season, for each zone B and C. In order from left: Winter, Spring, Summer, Autumn.

sono *Spicara smaris* L., 1758 (32%), *Scorpaena* spp. (10%), *B. boops* (8%).

Le stime medie della CPUE risultano comprese tra 5,28 e 54,74 (Kg/1000 m). I valori più bassi sono stati riscontrati nella zona B di Favignana, i più elevati nella zona C di Marettimo.

Lo sforzo di pesca risulta maggiore a Favignana, con valori più elevati in primavera, nelle zone B e C; a Marettimo lo sforzo è risultato elevato in estate, sia in zona B che in C.

Conclusioni

Il presente lavoro fornisce un primo quadro dell'attività di pesca nell'AMP delle Isole Egadi. I rendimenti sono più elevati, nel complesso, a Marettimo.

Le rese di pesca in termini di CPUE, i cui valori risultano molto bassi, soprattutto nelle zone B e C di Favignana, probabilmente sono dovute all'insistenza di una flotta maggiore (31 imbarcazioni) rispetto alle zone di Marettimo (12 imbarcazioni), in numero, potenza e dimensione degli attrezzi (Beltrano *et al.*, 2004).

È interessante notare come nelle zone B e C di Marettimo, lo sforzo di pesca applicato è minore rispetto alle zone di Favignana, fornendo rese superiori sia in termini di cattura media, che di CPUE. Si potrebbe, quindi, desumere che le risorse sono maggiormente disponibili nell'area intorno a Marettimo. Inoltre l'elevato sforzo di pesca riscontrato in B e C in estate a Marettimo potrebbe essere correlato ad una richiesta maggiore da parte dei turisti.

La composizione dello sbarcato, caratterizzata da 62 specie, come riportato in precedenti lavori (Beltrano *et al.*, 2004) è risultata quantitativamente dominata da specie quali *Sepia officinalis, Scorpena* spp., *Boops boops, Scomber* spp.

L'uso del GIS vuole fornire un'immediata evidenza delle informazioni e permettere un rapido confronto della distribuzione spazio-temporale della cattura e sforzo nelle differenti zone di pesca, rilevando quelle sottoposte a maggiore sfruttamento.

Tali informazioni possono risultare utili per pianificare opportuni piani di gestione, per uno sfruttamento responsabile e sostenibile delle risorse.

Bibliografia

ANDREOLI M.G., LEVI D., CANNIZZARO L., GAROFALO G., SINACORI G. (1994) - Sampling Statistics of Southern Sicily Trawl fisheries (MINIPESTAT): Methods. *N.T.R.-I.T.P.P.*,. **46** (1).

ANDREOLI M.G., CAMPANELLA N., CANNIZZARO L., GAROFALO G., GIUSTO G.B., JEREB P., LEVI D., NORRITO G., RAGONESE S., RIZZO P., SINACORI G. (1995) - Sampling Statistics of Southern Sicily Trawl fisheries (MINIPESTAT): Data Report. *N.T.R.-I.T.P.P. Special Publication*, **4** (2).

BELTRANO A.M., CANNIZZARO L., VITALE S., MILAZZO A., NORRITO G., PULEO M. (2004) - Aspects of the artisanal fishery in the Egadi Islands Marine Protected Area. *Biol. Mar. Medit.*, **11** (2): 56-59.

CANNIZZARO L., GAROFALO G., POTOSCHI A., KALLIANIOTIS A., ARCULEO M. (2000) - Stocks assessment of some coastal species caught by artisanal fishery. *Final report*. EU project Project N°96/054: 320 pp.

Studio eseguito nell'ambito del progetto «Caratterizzazione dell'ambiente marino, della comunità ittica e dell'attività di pesca della Riserva Naturale Marina delle Isole Egadi (Trapani) ai fini della realizzazione della zonazione e cartografia mediante GIS (AMPEGA)», cofinanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 685-687

D. Berto, F. Cacciatore, M. Giani, F. Savelli, G. Sunseri*

Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare (ICRAM),
Loc. Brondolo - 30015 Chioggia (VE), Italia.
d.berto@icram.org
*ICRAM, Palermo, Italia.

L'ISOLA DI USTICA: LABORATORIO NATURALE PER IL CONTROLLO DI INQUINANTI DI ORIGINE ANTROPICA

THE ISLAND OF USTICA: A NATURAL LABORATORY TO EVALUATE ANTHROPIC ORIGIN OF POLLUTANTS

Abstract

Trace metals, can be mobilised by anthropic activities and natural processes. Considering their ecotoxicological importance, this study aims to evaluate the level and possible origin of the higher concentrations of metals as Hg, Cd, Pb, Cu found in the marine sediments of an island far from industrial settlements as Ustica (southern Tyrrhenian Sea).

Key-words: *trace metals, sediments, mercury, Ustica.*

Introduzione

L'isola di Ustica, trovandosi al centro di un complesso sistema di circolazione nel Tirreno meridionale ed essendo lontana da apporti fluviali e dagli insediamenti industriali ed urbani del continente, può essere considerata come un laboratorio naturale per il controllo dei processi di diffusione di inquinanti di origine antropica. L'obiettivo del presente lavoro è di valutare la concentrazione di metalli pesanti e l'origine, sia nei sedimenti superficiali che sub-superficiali, in un'area lontana dagli insediamenti industriali.

Materiali e metodi

I campionamenti dei sedimenti sono stati effettuati nel mese di ottobre 2003 con la nave oceanografica dell'ICRAM, "Astrea", in tre stazioni: A, a sud ovest, B, a nord, e C, a sud est dell'isola di Ustica (Mar Tirreno meridionale). I sedimenti sono stati prelevati mediante *box corer* alle profondità di 367, 364 e 372 m, rispettivamente per i siti A, B, C. I sedimenti sono stati sezionati in 6-7 livelli ciascuno di 1 cm, fino a raggiungere una profondità dalla superficie di circa 11 cm nel sito A e 9 cm nei siti B e C. L'analisi dei metalli è stata effettuata nei sedimenti fino a circa 9-11 cm dalla superficie. I campioni sono stati conservati a –20 °C. Prima dell'analisi i sedimenti sono stati liofilizzati, omogeneizzati e setacciati su un retino con maglie da 200 μm. Le determinazioni del contenuto di carbonio totale ed organico nel sedimento sono state effettuate mediante un analizzatore CHN. Ferro (Fe), alluminio (Al), manganese (Mn), rame (Cu), cromo (Cr), nichel (Ni), vanadio (V) e zinco (Zn) sono stati determinati mediante emissione atomica di plasma accoppiato induttivamente (ICP-AES). Piombo (Pb) e cadmio (Cd) mediante assorbimento atomico con fornetto di grafite (GFAAS); mercurio (Hg) mediante assorbimento atomico con metodo dei vapori freddi (CVASS).

Risultati

I sedimenti presentano un elevato contenuto di carbonati (54-56%) ed un bassa concentrazione di carbonio organico (0.3-0.4%) con maggiori concentrazioni nei livelli superficiali o sub-superficiali, ed una diminuzione negli strati più profondi in conseguenza a processi diagenetici (Chester, 2000). Le concentrazioni di Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb e Hg (Tab. 1) sono comparabili con quelle di altre aree geografiche del Mediterraneo lontane dai siti urbani ed industriali (Emelyanov e Shimkus, 1986, Giordano *et al.*, 1992). Le concentrazioni di Hg, Cd e Pb sono prossime o inferiori ai valori limite definiti nel D.M. n. 377 del 6/11/2003, mentre sono leggermente superiori per Ni e Cr. Hg, Cd e Pb presentano un arricchimento negli strati superficiali o sub-superficiali dei sedimenti rispetto ai livelli più profondi (Tab. 1). Concentrazioni di metalli, quali Al, Mn, Fe, Cr e V sono risultate prossime

Tab. 1 - Concentrazioni di cromo (Cr), nichel (Ni), rame (Cu), zinco (Zn), cadmio (Cd), piombo (Pb), mercurio (Hg) e vanadio (V) nei livelli superiore (superficiale e subsuperficiale) e inferiore (profondo) dei sedimenti dei siti A, B e C dell'Isola di Ustica. Sono riportate le medie e le deviazioni standard.

Concentrations of Chrome (Cr), Nickel (Ni), Copper (Cu), Zinc (Zn), Cadmium (Cd), Lead (Pb), Mercury (Hg) and Vanadium (V) in the upper layer (surface and subsurface) and inferior layer (deep) in the sediments of A, B and C sites from Ustica Island. Means and standard deviations were reported.

Elemento	Concentrazione metalli (mg kg^{-1})					
	Sito A		Sito B		Sito C	
	Strato Superiore (0-2.5 cm)	Strato Inferiore (2.5-10.5 cm)	Strato Superiore (0-2.5 cm)	Strato Inferiore (2.5-8.5 cm)	Strato Superiore (0-2.5 cm)	Strato Inferiore (2.5-8.5 cm)
Cr	59.8□ ± 6.0	63.0 ± □8.5	63.7 ± □4.2□	63.9 ± □1.1	70.5 ± 6.5	61.9 ± 9.8
Ni	11.2 ± 4.8	16.9 ± 3.7	20.4 ± 2.4	46.9 ± 17.1	46.9 ± 2.8	50.6 ± 1.1
Cu	11.0 ± 0.5	11.3 ± 1.2	13.1 ± 1.3	23.0 ± 7.6	27.2 ± 0.3	25.8 ± 0.6
Zn	77.4 ± 6.6	77.1 ± 10.7	89.5 ± 8.9	84.1 ± 11.1	84.2 ± 5.0	57.2 ± 3.2
Cd	0.13 ± 0.02	0.08 ± 0.01	0.10 ± 0.02	0.07 ± 0.01	0.09 ± 0.02	0.07 ± 0.01
Pb	29.2 ± 2.9	18.1 ± 1.0	22.9 ± 4.6	15.1 ± 1.2	24.9 ± 2.3	16.9 ± 1.2
Hg	0.22 ± 0.03	0.08 ± 0.01	0.19 ± 0.07	0.06 ± 0.01	0.12 ± 0.07	0.04 ± 0.02
V	82.8 ± 5.0	87.3 ± 5.3	82.0 ± 6.5	104.1 ± 7.1	113.8 ± 3.0	108.3 ± 3.7

ai valori di background mentre quelle di Cu, Ni, Zn, Cd, Pb e Hg superiori, con fattori di arricchimento (EF), normalizzati rispetto al contenuto di ferro, compresi tra 2.0 e 3.5, indicando un probabile apporto di origine antropica. In particolare gli alti arricchimenti di Hg rispetto agli altri metalli, potrebbero derivare più da un trasporto atmosferico dalle zone minerarie presenti nel Mediterraneo occidentale (Monte Amiata, Italia; Algeria e Almaden, Spagna), spesso meno controllate rispetto a quelle industriali (Hylander e Meili, 2003). Confrontando inoltre gli EF con quelli trovati nei sedimenti superficiali di Ustica in un precedente studio condotto nel 1994 (Sunseri *et al.*, 2000) si osserva che nei tre siti i valori trovati sono più bassi rispetto al passato per Cd e Hg, mentre sono simili per Pb e Cu.

Conclusioni

L'isola di Ustica non evidenzia un inquinamento proveniente da apporti locali, ma da fonti diffuse, veicolate presumibilmente dal trasporto atmosferico. L'incremento superficiale nei sedimenti delle concentrazioni di alcuni metalli, evidenziato dai fattori di arricchimento, potrebbe essere determinato da un aumento della loro mobilizzazione dovuto anche alle attività antropiche. Il confronto degli EF nei sedimenti superficiali nei campionamenti effettuati nel 1994 rispetto al 2003 indicano una diminuzione per metalli quali Cd e Hg, che potrebbe derivare, in particolare per il Hg, dalla progressiva riduzione delle emissioni provenienti dalle contaminazioni da fonti diffuse di origine europea (Hylander e Meili, 2003). Risulta importante continuare ad utilizzare il sito di Ustica per monitorare non solo i "trend" di metalli in traccia ma anche di inquinanti organici.

Bibliografia

CHESTER R. (2000) - Sediment interstitial water and diagenesis. In: Blackwell Science Ltd (ed), *Marine geochemistry*, Bodmin, Cornwall, UK: 357-404.

EMELYANOV E.M., SHIMKUS K.M. (1986) - *Geochemistry and Sedimentology of the Mediterranean Sea*. D. Reidel, Dordrecht: 553 pp.

GIORDANO R., MUSMECI L., CIARALLI L., VERNILLO I., CHIRICO M., PICCIOI A., COSTANTINI S. (1992) - Total contents and sequential extraction of Mercury, Cadmium and Lead in coastal sediments. *Mar. Poll. Bull*., **24** (7): 350-357.

HYLANDER L.D., MEILI M. (2003) - 500 years of mercury production: global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. *Sci. Total. Environ*., **304**: 13-27.

SUNSERI G., AMATO E., GABELLINI M., GIANI M., PELLEGRINI D., ROMANO E. (2000) - Metalli in traccia in sedimenti superficiali dei fondali circostanti l'isola di Ustica (Tirreno meridionale). *Biol. Mar. Medit.*, **7** (1): 947-952.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 688-692

S. Bruno, M. Bastianini, F. Acri, D. Bon[1], S. Rizzardi[1],
M. Vazzoler[1], R. Bertaggia[2], A. Boldrin

Consiglio Nazionale delle Ricerche – Istituto di Scienze Marine, Sistemi Marini e Costieri,
Castello, 1364/a - 30122 Venezia, Italia.
sebastiano.bruno@ismar.cnr.it
[1]ARPAV, Osservatorio Alto Adriatico, Polo Regionale Veneto, Padova, Italia.
[2]Regione Veneto, Servizio Coordinamento Ambientale, Venezia, Italia.

IDROLOGIA E IDRODINAMICA IN UN'AREA A BARRIERE ARTIFICIALI NEL NORD ADRIATICO

HYDROLOGY AND HYDRODYNAMICS OF AN ARTIFICIAL REEFS AREA IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA

Abstract

Hydrology, hydrochemistry and hydrodynamics of an artificial reefs area in the Northern Adriatic Sea have been investigated during July 2003-January 2005. Current flows were correlated with the NE wind (Bora), showing a prevalent direction parallel to the shoreline. Dissolved nutrients derived mainly from dispersal and dilution processes of fresh water from Piave and Sile rivers, while the concentration of particulate matter depended mainly on resuspension and advective transport processes close to the sea bottom and on biological production.

Key-words: *hydrology, hydrodynamics, artificial reefs, Northern Adriatic Sea.*

Introduzione

Nell'ambito del Programma per la tutela ambientale della Regione del Veneto coordinato dall'Osservatorio Alto Adriatico di ARPAV denominato "Intervento 72 – Campo Sperimentale in Mare", nel novembre 2003 è stata realizzata un'area protetta a barriere artificiali nel litorale di Cavallino - Treporti (Venezia), che rappresenta la prima realizzazione di questo tipo per il Veneto. Prima e dopo la posa delle opere, per un periodo di oltre un anno, sono state condotte ricerche multidisciplinari allo scopo di caratterizzare le condizioni ambientali ed ecologiche di quest'area costiera. In questo studio vengono analizzate le condizioni dinamiche ed idrologiche della colonna d'acqua, le concentrazioni dei macronutrienti inorganici disciolti e le caratteristiche del materiale particellato, in relazione ai forzanti meteorologici e alle abbondanze dei principali gruppi fitoplanctonici.

Materiali e metodi

Il Campo Sperimentale, localizzato a circa 2 miglia nautiche dalla foce del fiume Sile, è costituito da un'area a barriere artificiali di 50×100 metri (5.000 m^2). Il perimetro del campo è delimitato da cubi di calcestruzzo il cui lato misura 2 metri; al suo interno, quali strutture di accrescimento per organismi di substrato solido, sono collocati altri cubi della stessa tipologia, disposti in due piramidi di cinque elementi ciascuna, e manufatti in metallo di varia foggia. Nel periodo compreso tra luglio 2003 e gennaio 2005, con frequenza mensile, sono state effettuate misure dei parametri idrologici (temperatura, salinità, densità, ossigeno disciolto, torbidità e fluorescenza *in situ*) nel Campo Sperimentale (stazione CS; posizione

45° 27' 07N, 012° 35' 47E; profondità 14 m; Fig. 1) mediante una sonda multiparametrica profilante IDRONAUT OCEAN SEVEN 316, regolarmente calibrata mediante misure di laboratorio. Con la stessa frequenza, a tre quote (in superficie, a 5 m e al fondo), sono state determinate le concentrazioni dei nutrienti inorganici disciolti (azoto totale - DIN, fosfati, silicati), del materiale sospeso totale (TSM), del carbonio organico particellato (POC) e le abbondanze dei principali gruppi fitoplanctonici (Bacillariophyceae, Dinophyceae, Prymnesiophyceae, altri flagellati). Le concentrazioni dei nutrienti sono state determinate per via analitica secondo le metodiche indicate da Hansen e Koroleff (1999). Il TSM è stato determinato per gravimetria, e il POC per mezzo di un analizzatore elementare CHN PERKIN-ELMER 2400, previa rimozione del carbonio inorganico mediante acidificazione. Per la determinazione delle abbondanze del fitoplancton sono state seguite le metodiche indicate da Zingone *et al.* (1990). Inoltre, sono state effettuate misure di direzione ed intensità di corrente ogni 30' per mezzo di un correntometro AANDERAA RCM/7 posizionato a 12 m. Infine, sono stati utilizzati dati meteorologici (direzione e intensità del vento; Fig. 1) rilevati da una centralina collocata sulla piattaforma "Acqua Alta" del CNR – ISMAR, localizzata a circa 8 miglia dalla costa (Cavaleri, com. pers).

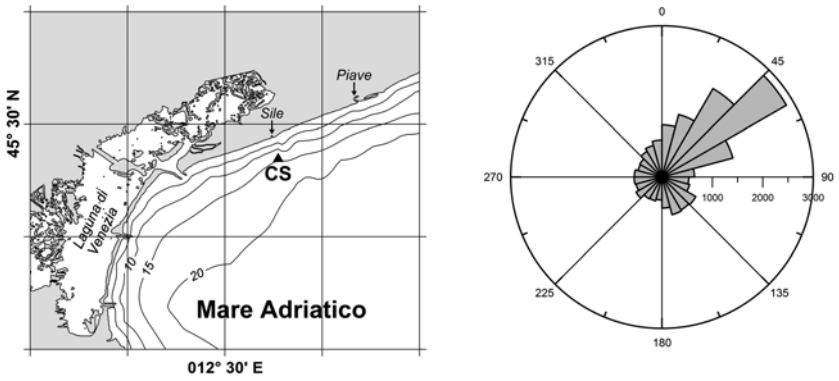


Fig. 1 - Localizzazione dell'area a barriere artificiali (stazione CS) e, a destra, distribuzione di frequenza della direzione del vento da gennaio 2004 a febbraio 2005.
Artificial reefs localisation (station CS) and, to the right, wind direction frequency distribution (Jan. 04-Feb. 05).

Risultati

L'area di studio è caratterizzata da una limitata profondità e risente quindi in modo diretto del ciclo termico atmosferico (Fig. 2). Nel periodo considerato è stata osservata una variabilità interannuale con temperature sia estive che invernali più elevate nel 2003 rispetto al 2004. Per la sua posizione prossima alle foci dei fiumi Sile e Piave la stazione è inoltre influenzata dagli apporti fluviali, e i valori minimi di salinità sono stati rilevati in superficie nei periodi di massima piovosità e portata dei fiumi, tra la fine dell'inverno e la primavera inoltrata (Fig. 2). L'ossigeno disciolto (in percentuale di saturazione) ha raggiunto i valori massimi a luglio 2003 (113%) e tra giugno e agosto 2004 (102%), quelli minimi nell'au-

tunno-inverno 2003 in prossimità del fondo (81%). Non sono stati registrati eventi di anossia o di ipossia. La concentrazione dei nutrienti inorganici disciolti appare correlata agli apporti fluviali, come evidenziato dall'andamento inverso rispetto alla salinità, con valori massimi in primavera ed autunno. Il DIN è presente in basse concentrazioni (<20 μM) durante il periodo estivo-autunnale, mentre i valori più elevati sono stati riscontrati in prossimità della superficie a gennaio 2004 (53 μM), a maggio 2004 (63 μM) e a novembre 2004 (44 μM) (Fig. 2). I silicati ($Si\text{-}SiO_4$) hanno mostrato i valori più elevati in maggio 2004 (41 μM, nello strato superficiale), in corrispondenza di un bloom di *Cerataulina pelagica*, e in novembre 2004 (30 μM, sempre alla superficie). Il POC ha mostrato una concentrazione media pari a 233,5 (±139,2) μg C/l (Fig. 2). I valori minimi sono stati misurati al fondo nei mesi invernali, mentre le concentrazioni più elevate sono state registrate, lungo tutta la colonna d'acqua, nel periodo primavera-estate (massimo di 687,2 μg C/l in maggio 2004 alla superficie, in relazione al bloom fitoplanctonico). In quasi tutti i campionamenti effettuati è stata osservata una diminuzione dei valori di POC dalla superficie al fondo (Fig. 2), correlata ad un aumento della frazione inorganica. Il TSM ha mostrato una concentrazione compresa tra 1,3 e 24,7 mg/l, con valori generalmente più elevati al fondo. Questo strato nefeloide può essere correlato alla elevata idrodinamica misurata in prossimità del fondo (massimo di corrente 36 cm/s in dicembre 2003), che può causare processi di risospensione e/o advezione laterale di materiale particellato.

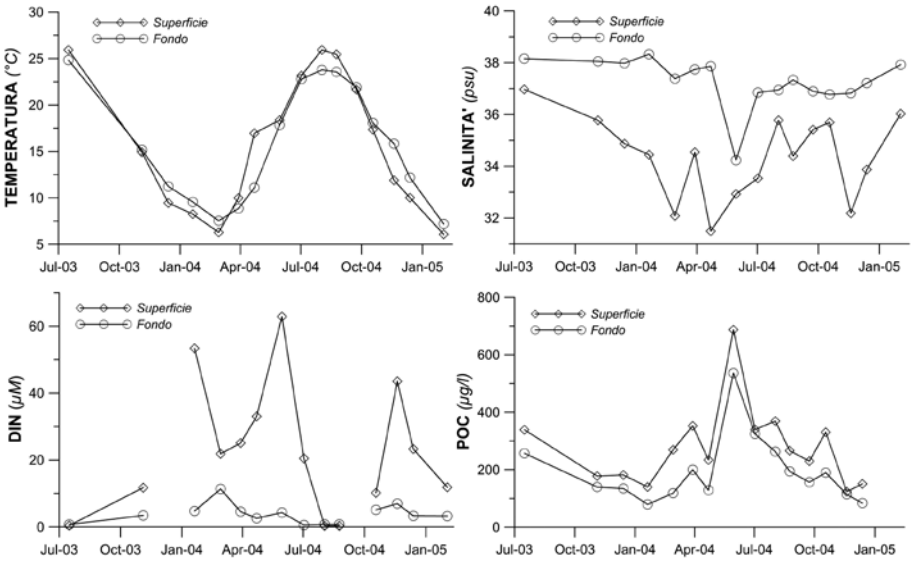


Fig. 2 - Misure superficiali e di fondo della temperatura, della salinità e delle concentrazioni del DIN e del POC.
Surface and bottom values of temperature, salinity and of DIN and POC concentrations.

Considerando la componente parallela alla costa *(along shelf)* e la componente costa-largo *(across shelf)* della corrente, si evidenzia come il trasporto e la disper-

sione dei materiali disciolti e particellati avvengano prevalentemente lungo costa (Fig. 3), come indicato anche dalle aree di deposizione dei sedimenti pelitici attuali (Brambati *et al.*, 1983). I venti prevalenti per frequenza ed intensità sono risultati quelli provenienti dal primo quadrante (NE–Bora, con picchi fino a 34 m/s) e, in misura minore, dal secondo quadrante (SE–Scirocco, massimo di 16 m/s). Gli episodi di Bora a forte intensità tendono ad innescare correnti anche molto intense verso SW (Beg Paklar *et al.*, 2001). In presenza di venti di minore intensità, sulla corrente assumono importanza fattori quali entità degli apporti fluviali, ciclo di marea e circolazione generale nord-adriatica (Artegiani *et al.*, 1997a,b).

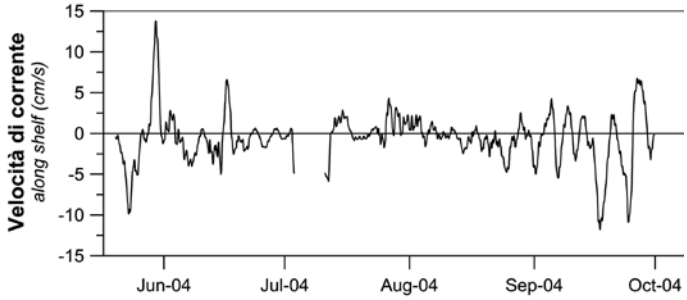


Fig. 3 - Componente parallela alla costa (along shelf: +=60°, NE; –=240°, SW) della corrente a 12 m.
Along shelf current speed component (+=60°, NE-ward; –=240°, SW-ward) at 12 m depth.

Le Bacillariophyceae (Diatomee) hanno rappresentato la classe più importante per numero di specie e densità, con un massimo a maggio 2004 di 8.319×10^3 cellule/l. L'analisi delle correlazioni canoniche, applicata ai parametri idrologici, idrochimici e alle abbondanze dei principali gruppi del fitoplancton, ha evidenziato come le Bacillariophyceae si sviluppino prevalentemente in presenza di acque di diluizione (relazione inversa con la salinità e diretta con i nutrienti), i flagellati siano più frequenti in acque ad elevata salinità e basso carico di nutrienti e le Prymnesiophyceae prevalgano nei mesi freddi.

Conclusioni

L'area risente in modo diretto dei cicli termici stagionali e dell'azione combinata del trasporto lungo costa e degli apporti fluviali. I nutrienti disciolti provengono principalmente dalle acque di diluizione dei fiumi che si versano in prossimità dell'area. Correnti intense sono correlate al vento proveniente da NE (Bora), predominante per intensità e frequenza nell'area, e possono innescare processi di risospensione e trasporto advettivo in prossimità del fondo. I processi di trasporto del materiale disciolto e particellato associati ai campi di moto avvengono prevalentemente in direzione parallela alla costa.

Bibliografia

ARTEGIANI A., BREGANT D., PASCHINI E., PINARDI N., RAICICH F., RUSSO A. (1997a) - The Adriatic Sea general circulation. Part I: Air-sea interactions and water mass structure. *J. Phy. Oceanogr.*, **27**: 1492-1514.

ARTEGIANI A., BREGANT D., PASCHINI E., PINARDI N., RAICICH F., RUSSO A. (1997b) - The Adriatic Sea general circulation. Part II: Baroclinic circulation structure. *J. Phy. Oceanogr.*, **27**: 1515-1532.

BEG PAKLAR G., ISAKOV V., KORACIN D., KOURAFALOU V., ORLIC M. (2001) - A case study of bora-driven flow and density changes on the Adriatic Shelf (January 1987). *Continental Shelf Res.*, **21**: 1751–1783.

BRAMBATI A., CIABATTI M., FANZUTTI G.P., MARABINI F., MAROCCO R. (1983) - A new sedimentological textural map of Northern Adritic Sea. *Boll. Oceanol. Teor. Appl.*, **1** (4): 267-271.

HANSEN H.P., KOROLEFF F. (1999) - Determination of nutrients. In: Grasshoff K., Cremling K., Erhardt M. (eds), *Methods of seawater analysis*, Wiley-VCH Verlag: 159-228.

ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990) - Fitoplancton. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D., Ribera D'Alcalà M. (eds), *Metodi nell'ecologia del plancton marino.* Lint, Trieste, *Nova Thalassia*, **11**.

Il progetto "Intervento 72 - Campo Sperimentale in Mare" (Progetto Esecutivo 93-T406-REL-G003) rientra nel Programma Triennale per la Tutela Ambientale 1994-1996 della Regione del Veneto, attuato con il contributo del Ministero dell'Ambiente e del Territorio. Il progetto è stato realizzato da ARPAV-Osservatorio Alto Adriatico in collaborazione con l'Ufficio del Genio Civile di Venezia per la realizzazione del campo sperimentale e di CNR-ISMAR (Venezia) per le attività di ricerca.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 693-695

L. Castellano[1], M. Capriolo[1], G. Gnone[1], M. Martello[2], O. Vannello[1,2]

[1]Acquario di Genova, Area Porto Antico, Ponte Spinola – 16124 Genova, Italia.
lcastellano@acquariodigenova.it
[2]DipTe.Ris., Università degli Studi di Genova, Italia.

OSSERVAZIONI SULLA GERMINAZIONE IN AMBIENTE CONTROLLATO DI SEMI DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE PROVENIENTI DA DIVERSE REGIONI DEL MEDITERRANEO SETTENTRIONALE

OBSERVATIONS ON THE GERMINATION EX SITU *OF* POSIDONIA OCEANICA *(L.) DELILE SEEDS COMING FROM DIFFERENT REGIONS OF THE NORTHERN MEDITERRANEAN SEA*

Abstract

In winter 2004 several seeds of Posidonia oceanica *(Monocotyledones, Potamogetonales) (L.) Delile were collected in different regions of the Northern Mediterranean Sea. Most of them germinated and the young plants are now in good conditions. We compared the growth of leaves and roots putting into evidence both similarities and differences.*

Key-words: Posidonia oceanica*, seeds, germination.*

Introduzione

La riproduzione sessuata di *P. oceanica* è considerata rara nel Mediterraneo Settentrionale nonostante i recenti studi di lepidocronologia abbiano evidenziato numerose nuove date di fioritura (Pergent *et al.*, 1989). La fioritura non sempre porta alla formazione di frutti maturi (Caye e Meinesz, 1984). La riproduzione sessuale, oltre a garantire il rimescolamento del patrimonio genetico, permette alla pianta di colonizzare nuovi siti.

Nell'inverno 2004 si è assistito a un'imponente fioritura nel Mediterraneo Settentrionale e nella primavera ed estate successive la produzione di frutti è stata altrettanto notevole. Sono stati raccolti un discreto numero di frutti provenienti da varie aree che sono stati coltivati con successo evidenziando analogie e differenze nella germinazione dei semi di diversa provenienza.

Materiali e metodi

148 frutti sono stati raccolti, spiaggiati o galleggianti in superficie, in quattro diversi siti del Mediterraneo settentrionale: 31 in Liguria (Sori), 31 in Toscana (Marina di Cecina), 34 in Corsica (Palombaggia), 52 in Francia (Saint Tropez). Tutti i semi sono stati sistemati in una vasca mantenuta a temperatura costante (16-18 °C), dotata di filtrazione sia meccanica che biologica per il mantenimento dei parametri entro la norma (S(ppm): 36.2-39 pH: 8-8,27,N-NH_4(mg/l)<0.08, N-NO_2(mg/l)<0.015, N-NO_3(mg/l)<18), di illuminazione artificiale fornita da due neon Fluora Osram 36W e di un generatore d'onda. I semi sono stati posizionati in una griglia di plastica e numerati.

Sono state misurate le dimensioni dei semi e, dopo la loro germinazione, il numero di radici avventizie, il numero delle foglie e la lunghezza delle foglie. Le misurazioni sono state effettuate mantenendo semi e piante immersi in acqua per non danneggiarli, utilizzando un calibro in plastica.

Una volta sviluppatesi le plantule sono state trapiantate in vasetti di plastica per piante acquatiche ed etichettate. Dopo circa 6 mesi tutte le piante sono state trasferite in vasche più grandi. Durante gli spostamenti molte etichette per l'identificazione della plantule sono andate perse a causa di un evento accidentale.

Risultati

Dopo circa 15 giorni dalla semina i semi hanno germinato. I semi raccolti in Liguria risultano essere i più piccoli. (Tab. 1).

Tab. 1 - Numero, dimensione media e mortalità dei semi.
Number, mean dimentions and mortality of the seeds.

Tab.1	**Provenza**	**Liguria**	**Toscana**	**Corsica**
numero semi	52	31	31	34
dim. media semi (mm)	20.5x9.5	12x5.5	15.5x8	16x9
mortalità dopo un mese	17.3%	30%	48.4%	11.8%

Il tasso di mortalità (Tab. 1) dei semi nel primo mese varia a seconda della provenienza dei semi, le cause possono essere dovute a caratteristiche intrinseche dei semi stessi, alle condizioni dei semi al momento della raccolta, alla durata e alle modalità di trasporto. La crescita delle foglie, il numero delle foglie, la crescita della radice principale e il numero delle radici secondarie risulta essere direttamente proporzionale alle dimensioni del seme (Tab. 2).

Tab. 2 - Valori della crescita delle plantule a 1, 3, 6 e 11 mesi.
Grouth values of the young plants after 1, 3, 6 and 11 months.

Tab.2	**Provenza**				**Liguria**				**Toscana**		**Corsica**			
	1 mese	3 mesi	6 mesi	11 mesi	1 mese	3 mesi	6 mesi	11 mesi	1 mese	3 mesi	1 mese	3 mesi	6 mesi	11 mesi
	n=43	**n=35**	**n=10**	**n=9**	**n=21**	**n=21**	**n=2**	**n=2**	**n=16**	**n=14**	**n=28**	**n=27**	**n=6**	**n=5**
n medio foglie	5,3	7,9	7,1	6,4	3,9	6,8	6	6	4,7	7	4,6	7,5	5,5	7,8
lunghezza media foglie (cm)	1,7	4,4	15,6	20,6	1,1	2,2	15	17,5	0,9	2,1	1,3	4,4	10,7	21,3
n medio radici avventizie	1,7	3,7			0,8	2,4			0,6	1,4	1,4	3,2		
lunghezza media fittone (cm)	1,9	3,1			1,2	2			0,3	2,5	1,4	2,7		
dim. media semi (mm)	20.5x9.5				12x5.5				15.5x8		16x9			

Una volta trapiantate in vasche di maggiori dimensioni le giovani piante si sono ben adattate al cambiamento e, dopo undici mesi, tutte presentano un inizio di rizoma.

Conclusioni

L'alto tasso di sopravvivenza delle plantule indica che le condizioni di coltura adottate sono compatibili con la specie in esame. Le differenze di crescita riscontrate soprattutto nei primi 3 mesi sembrano strettamente correlate con le dimensioni del seme che potrebbero corrispondere a loro volta a genotipi diversi (Buia e Mazzella, 1991) e/o alle condizioni della pianta madre. La coltivazione di semi è da considerarsi una tecnica con impatto di prelievo minimo che, se effettuata su più larga scala con strutture adeguate, può dare ottimi risultati nel recupero di praterie che abbiano subito forte regressione, una volta comprese ed eliminate le cause della regressione stessa; l'utilizzo di semi inoltre contribuirebbe a preservare la diversità genetica di *P. oceanica*. Secondo la nostra esperienza (vedi anche Orlando, 1997) le giovani piante possono essere trapiantate già all'età di 3 mesi, come osservato anche da Bedini *et al*. (1997) anche se sono necessarie ulteriori sperimentazioni.

Bibliografia

BEDINI R., CANALI M.G., BALDI C. (1997) - Prove di germinazione e coltivazione di semi di *Posidonia oceanica* (L.) Delile in laboratorio. *Biol. Mar. Medit.,* **4** (1): 356-358.

BUIA M.C., MAZZELLA L. (1991) - Reproductive phenology of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers, and *Zostera noltii* Hornem. *Aquatic Bot.,* **40**: 343-362.

CAYE G., MEINESZ A. (1984) - Observations sur la floraison et sur la fructification de *Posidonia oceanica* dans la baie de Villefranche-sur Mer et en Corse du Sud. In: Boudoresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), *International Workshop on* Posidonia oceanica *beds,* GIS Posidonie publ., Fr., **1**: 193-201.

ORLANDO A. (1997) - *Osservazioni sullo sviluppo di plantule di* Posidonia oceanica *in ambiente controllato e in natura*. Tesi di laurea in Scienze Biologiche. Università degli Studi di Genova.

PERGENT G., BEN MAIZ N., BOUDOURESQUE C., MEINESZ C. (1989) - The flowering of *Posidonia oceanica* over the past fifty years: a lepidochronological study. In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds), *International Workshop on* Posidonia *Beds,* GIS Posidonie publ., Fr., **2**: 69-76.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 696-699

D. Catalano, G. Torchia, F. Pititto, R. Greco

Nautilus Società Cooperativa, Zona Industriale Loc. Trainiti – 89811 Porto Salvo (VV), Italia.
d.catalano@coopnautilus.com

CONTAMINAZIONE DA METALLI DEL "GRANCHIO AMERICANO", *PORTUNUS PELAGICUS* (LINNAEUS, 1758) NELLA RADA DI AUGUSTA (SICILIA ORIENTALE)

HEAVY METALS IN THE "BLUE CRAB", PORTUNUS PELAGICUS *(LINNAEUS, 1758) IN AUGUSTA BAY (EASTERN SICILY)*

Abstract

The alien brachyuran crab Portunus pelagicus *(Linnaeus, 1958) (Crustacea: Decapoda) was found in the Augusta Bay in the late sixties, but it disappeared after 20 years. Recently it is again exploited by local fishermen. Data on the heavy metal (Hg, Cd, Cr, Pb) concentrations in muscle tissue and hepatopancreas from a few specimens are presented.*

Key-words*: decapod crustaceans, introduced species, heavy metals, eastern Sicily.*

Introduzione

Portunus pelagicus (Linnaeus, 1758) è un brachiuro a distribuzione indo-pacifica (Galil *et al*., 2002), segnalato per la prima volta in Mediterraneo a Porto Said nel 1898 (Fox, 1924) e in seguito diffusosi, in maniera puntiforme, lungo le coste del Bacino di Levante. Nella seconda metà degli anni sessanta, il granchio fu segnalato nella Rada di Augusta (Ghisotti, 1966; Torchio, 1967, 1968), dove fu chiamato "granchio americano" e divenne una notevole risorsa per la pesca locale (Ariani e Serra, 1969). All'inizio degli anni ottanta scomparve dalla Rada per cause mai chiarite: le ipotesi più probabili riguardano l'*overfishing* o il verificarsi di inverni rigidi.

Da circa un anno *P. pelagicus* sta colonizzando di nuovo i bassi fondali a sabbia e *Caulerpa prolifera* del porto siciliano (Catalano, osservaz. pers.). Nei primi mesi del 2004 è riapparso nei mercati locali in quantità consistenti, frutto delle pescate notturne, nelle acque portuali, da parte di operatori non autorizzati. In poco tempo il granchio è rientrato nelle abitudini alimentari locali, raggiungendo un prezzo di mercato di 10-12 €/kg.

Essendo *P. pelagicus* una specie bentonica ad habitus carnivoro e detritivoro (Barwick e Maher, 2003), nella Rada di Augusta contrae rapporti alimentari con un fondo sabbioso ricco di sostanze di origine industriale. Scopo del presente lavoro è di verificare l'eventuale accumulo di mercurio (Hg), cadmio (Cd), cromo (Cr) e piombo (Pb) nei tessuti di questo brachiuro.

Materiali e metodi

All'interno del Porto Commerciale della Rada di Augusta, in acque basse, il 23/04/2004 ed il 06/02/2005 sono stati catturati rispettivamente tre e due esemplari di *P. pelagicus* con l'ausilio di un guadino. La determinazione sistematica è stata effettuata in base ai lavori di Holthuis (1987), Vannini e Innocenti (2000) e di Galil *et al*. (2002).

Per ogni esemplare raccolto, è stato annotato il sesso e, utilizzando un calibro, sono stati rilevati i dati biometrici relativi alla larghezza (CW) e lunghezza (CL) del carapace. Le determinazioni analitiche sono state condotte, sul tessuto muscolare dei chelipedi e sull'epatopancreas (un'aliquota di materiale biologico per ogni periodo di cattura), previo trattamento dei campioni con omogeneizzatore ad immersione Ultraturrax. La concentrazione del mercurio è stata misurata, sul materiale fresco, impiegando uno spettroscopio in assorbimento atomico Mileston DMA80, con la tecnica dei vapori freddi. Le determinazioni dei restanti metalli sono state condotte, dopo digestione acida e filtrazione dei campioni, mediante spettrofotometro in assorbimento atomico (Varian SpectrAA 220), con la tecnica del fornetto di grafite. Le metodiche di riferimento utilizzate sono quelle previste dai Rapporti ISTISAN 96/34 (Baldini *et al*., 1996).

Risultati

Nella Tab. 1 vengono forniti i principali caratteri morfometrici e il sesso degli esemplari esaminati. Nel mese di aprile è stata catturata, in particolare, una femmina ovigera, il cui rinvenimento permette di ampliare il periodo di occorrenza in Mediterraneo, precedentemente indicato in maggio-agosto (Galil *et al*., 2002).

Tab. 1 - Dati biometrici (in mm) di *Portunus pelagicus* (CW: larghezza carapace; CL: lunghezza carapace).
Size data (mm) of Portunus pelagicus *(CW: carapace width; CL: carapace length).*

Data di cattura	***CW***	***CW** (incluso ultimo dente anterolaterale)*	***CL***	***sex***
23/04/2004	81	105	45	femmina
23/04/2004	84	114	52	f. ovigera
23/04/2004	93	119	50	maschio
02/06/2005	95	130	59	femmina
02/06/2005	82	109	48	maschio

I risultati delle analisi svolte sono riassunti nella Tab. 2. Le concentrazioni di Cd e Hg registrate nel tessuto muscolare di *P. pelagicus* risultano entro i limiti raccomandati per i crostacei marini dall'Ufficio Veterinario Federale di Berna e alle linee guida nazionali australiane per i metalli (McPherson e Brown, 2001).

Tab. 2 - Concentrazione dei metalli pesanti (SS: sostanza secca; SU: sostanza umida) in *Portunus pelagicus*.
Heavy metal levels (SS: dry weight; SU: wet weight) in Portunus pelagicus.

Codice Campione	***Cd*** mg/Kg **(SU)**	***Cd*** mg/Kg **(SS)**	***Cr*** mg/Kg **(SU)**	***Cr*** mg/Kg **(SS)**	***Pb*** mg/Kg **(SU)**	***Pb*** mg/Kg **(SS)**	***Hg*** mg/kg **(SU)**	***Hg*** mg/kg **(SS)**
Pool 1 (*muscolo*)	0,01	0,03	0,07	0,16	0,13	0,43	0,10	0,29
Pool 2 (*muscolo*)	0,01	0,03	0,04	0,08	0,13	0,44	0,17	0,56
Pool 1 (*epatopancreas*)	0,07	0,17	0,17	0,41	0,17	0,42	0,10	0,22
Pool 2 (*epatopancreas*)	0,13	0,30	0,07	0,17	0,27	0,65	0,25	0,63

Riguardo alla concentrazione di Hg, la normativa vigente in Italia (D.M. 9/12/93) indica, per gli alimenti di origine marina ed a seconda delle specie, valori variabili tra 0,5 e 1 mg/kg. Tali limiti sono, quindi, nettamente al sopra dei valori qui riscontrati. Il tenore di mercurio registrato nel tessuto muscolare risulta inferiore anche alle quantità misurate in Adriatico per *Carcinus mediterraneus* (= *aestuarii*), un brachiuro con nicchia trofica simile. A Marano e Grado, infatti, sono state riscontrate rispettivamente quantità pari a 0,17 mg Hg/kg e a 0,27 mg Hg/kg (Brambati, 1996). I valori registrati per Cr sono dello stesso ordine di grandezza di Cd e Hg, ma non sono state reperite in bibliografia indicazioni sui limiti ammissibili. Solo Pb ha un valore superiore, anche se leggermente, alle indicazioni svizzere (0,13 contro 0,10 mg/kg).

I metalli determinati presentano basse concentrazioni anche nella seconda matrice studiata (epatopancreas), tuttavia non è stato possibile confrontare i dati ottenuti perché non sono stati reperiti riferimenti bibliografici sull'argomento.

Conclusioni

Il consistente rinvenimento di *P. pelagicus* nella Rada di Augusta e l'occorrenza di femmine ovigere potrebbero rappresentare il segnale d'inizio di una seconda, massiccia, colonizzazione. Dato l'interesse alieutico della specie è opportuno verificarne la contaminazione. Dalle analisi effettuate gli esemplari di *P. pelagicus*, nonostante vivano in un ambiente ad alta concentrazione di inquinanti, non hanno accumulato in maniera significativa metalli pesanti nei tessuti. Sulla base di questi primi dati, dal punto di vista tossicologico, il consumo di questo brachiuro non dovrebbe rappresentare un rischio per l'alimentazione umana.

Ringraziamenti

I nostri ringraziamenti vanno alla sig.na Antonella Ventrice, esperto informatico della Nautilus, per aver curato la grafica del poster, al sig. Simone Alicastro, tecnico di laboratorio della Nautilus, per le determinazioni analitiche e al sig. Giovanni D'Anna, giornalista e *web-master* del sito www.harbours.net, per le informazioni sul Porto di Augusta.

Bibliografia

ARIANI A.P., SERRA V. (1969) - Sulla presenza del *Portunus pelagicus* (L.) in acque italiane, con osservazioni sulla morfologia della specie (Crustacea, Decapoda). *Arch. bot. biogeogr. ital*., **45** (14): 187-206.

BALDINI M., FABIETTI F., GIAMMARIOLI S., ONORI R., OREFICE L., STACCHINI A. (1996) – *Metodi di analisi utilizzati per il controllo chimico degli alimenti*. Rapporti ISTISAN 96/34. Istituto Superiore di Sanità, Roma: 265 pp.

BARWICK M., MAHER W. (2003) - Biotrasference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Mar. Env. Res.,* **56**: 471-502.

BRAMBATI A. (1996) – *Metalli pesanti nelle lagune di Marano e Grado. Piano di studi finalizzato all'accertamento della presenza di eventuali sostanze tossiche persistenti nel bacino lagunare di Marano e Grado ed al suo risanamento ambientale*. Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia, Trieste: 174 pp.

FOX H.M. (1924) - The migration of a Red sea crab through the Suez Canal. *Nature*, **113**: 714-715.

GALIL B., FROGLIA C., NOËL P. (2002) – *CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean. Vol. 2. Crustaceans decapods and stomatopods*. CIESM Publ., Monaco: 192 pp.

GHISOTTI F. (1966) - Il *Callinectes sapidus* Rathbun nel Mediterraneo (Crustacea Decapoda). *Natura*, **57**: 177-180.

HOLTHUIS L.B. (1987) - Vrais Crabes. In: Fischer W., Schneider M., Bauchot M.L. (eds), *Fishes FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et Mer Noire. Zone de Pêche 37*. Révision 1, Vol. 1. Végétaux et invertébrés. FAO, Rome: 293-320.

McPHERSON R., BROWN K. (2001) - The bioaccumulation of cadmium by the Blue Swimmer Crab *Portunus pelagicus* L. *The Science of the Total Environment*, **279**: 223-230.

TORCHIO M. (1967) - Il *Callinectes sapidus* Rathbun nelle acque siciliane (Crustacea Decapoda). *Natura*, **58**: 81.

TORCHIO M. (1968) - Osservazioni e considerazioni sugli spostamenti di alcuni Malacostraci in Mediterraneo. *Natura*, **59**: 61-74.

VANNINI M., INNOCENTI G. (2000) – Research on the coast of Somalia. Portunidae (Crustacea Brachyura). *Trop. Zool.*, **13**: 251-298.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 700-702

N. Cingolani, A. Santojanni, S. Colella, F. Donato

CNR-ISMAR, Sezione Pesca Marittima di Ancona, Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia.
n.cingolani@ismar.cnr.it

PESCA ED AREE MARINE PROTETTE: DUE REALTÀ COMPATIBILI? IL CASO DELL'AREA PROPOSTA COME "PARCO MARINO DEL PICENO"

FISHERY AND MARINE PROTECTED AREAS: TWO COMPATIBLE REALITIES? THE CASE OF THE PROPOSED AREA LIKE "MARINE PARK OF THE PICENO"

Abstract

The possibility of coexistence of the fishing activity and a marine protected area was investigated according to an innovative conception of park not any more like a natural sanctuary but like a "chessboard" natural reserve, in which to plan both the environment and the anthropic activities harmonically.

Key-words: *marine parks, coastal zone, artisanal fishing, dredges, Adriatic Sea.*

Introduzione

L'immagine predominante di un parco è quella di un ambiente paesaggistico di alta spettacolarità, integro o moderatamente antropizzato. L'area proposta per l'istituzione del Parco Marino del Piceno (PMP) si inquadra invece in un tratto di costa bassa, sabbiosa, senza particolari rilievi orografici e soprattutto fortemente antropizzato: 594 ab./km^2 (Italia 189 ab./km^2). Essa si estende per 55,3 km di costa nell'Adriatico centrale e per 3 miglia al largo, interessando 12 comuni costieri (Fig. 1). In tale contesto, il PMP si inserisce in una diversa idea di parco, tendente alla "...costituzione di una riserva a scacchiera integrata, dinamica, altamente innovativa in cui programmare e gestire armonicamente la conservazione ambientale e le prospettive di reddito...", così come recita l'accordo di programma stipulato tra gli Enti pubblici locali (Province e Comuni) interessati al PMP. Uno studio socio-economico sul PMP è stato condotto dagli autori (Cingolani *et al.*, 2003). Nel presente lavoro sono state prese in esame le attività di pesca coinvolte dalla possibile istituzione del PMP, ossia la piccola pesca e la pesca delle vongole con draghe idrauliche.

Materiali e metodi

I dati relativi alla piccola pesca ed alle draghe idrauliche sono stati raccolti mediante intervista (con questionario contenente anche domande di tipo socio-economico) a tutti i responsabili delle Capitanerie di Porto e delle cooperative di pesca dell'area del PMP e a 67 pescatori-capibarca scelti con criterio *random*, coprendo, questi ultimi, il 21% dell'universo statistico.

Risultati

La piccola pesca nell'area del PMP è esercitata da 227 natanti (Tab. 1) (valori medi di LFT 6 m, TSL 1,9, potenza motore 47 kW). La giornata media di pesca

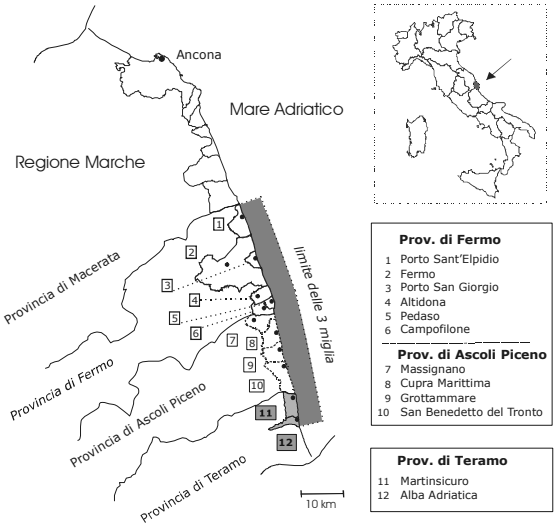


Fig. 1 - Area proposta per il Parco Marino del Piceno.
The area proposed like "Marine Park of the Piceno".

è di 5 ore e gli attrezzi più usati sono le reti da posta fissa e le nasse, utilizzati, rispettivamente, per il 90% e per il 10%, come attrezzo principale. Le specie principali pescate sono le lumachine di mare (*Nassarius mutabilis*), 800 t/anno e le seppie (*Sepia officinalis*), 300 t/anno. Le catture di sogliole (*Solea vulgaris*), testole (*Trigla lucerna*), mormore (*Lithognatus mormyrus*), suri (*Trachurus* spp.), sgombri (*Scomber* spp.), razze (*Raja* spp.) e pannocchie (*Squilla mantis*) sono in totale 390 t/anno. Le catture di cozze (*Mytilus galloprovincialis*) sono 110 t/anno. Le draghe

Tab. 1 - Flottiglia piccola pesca e draghe idrauliche.
Artisanal fleet and dredge fleet.

Comune/Ufficio di iscrizione	Piccola pesca	Draghe idrauliche	
	N. imb.	N. imb.	TSL
Porto San Giorgio (Fermo)	80	37	397
Pedaso (Fermo)	5	5	49
Cupra M.ma (AP)	23	21	215
San Benedetto del Tronto (AP)	31	21	247
Martinsicuro (TE)	45	2	17
Alba Adriatica e Tortoreto (*) (TE)	43	-	-
Totale	**227**	**86**	**925**

(*) Le imbarcazioni di Alba Adriatica sono iscritte a Tortoreto.

idrauliche sono 86, con TSL e potenza motore media di 11 e 108 kW (Tab. 1).

I pescatori della piccola pesca sono circa 230, mentre 183 sono "vongolari". Il 50% del totale ha la licenza di scuola media e il 30% quella elementare. L'85% di essi è coniugato; l'età media è di 50 anni. L'85% è venuto a conoscenza del progetto PMP da convegni (54%) o da comunicazioni interpersonali (27%), il 15% dai *mass media*, il 4% da altre fonti. L'88% del campione è favorevole all'istituzione del PMP che è ritenuto utile per lo sviluppo della pesca (86%) (Tab. 2), per la valorizzazione del pescato mediante marchio di qualità (71%) e per la protezione della fascia costiera (88%). Tutti gli intervistati dichiarano di voler seguire l'istruttoria del PMP tramite le loro organizzazioni di categoria. Il 57% di essi ritiene che il PMP sarà utile anche per regolamentare la pesca sportiva e ridurre il conflitto con quella professionale. Infine, il 58% ritiene che il PMP porti finanziamenti, sia per il risanamento ambientale, che per una razionalizzazione delle infrastrutture della pesca.

Tab. 2 - Risposte alla domanda l'"Importanza dell'istituzione del Parco".
Answers relative to the "Importance of the institution of the Park".

Risposte	SI %	NO %	Non so / non risponde %
Sviluppo pesca	86	2	12
Valorizzazione pescato	71	5	24
Protezione fascia costiera	88	2	10
Sviluppo pescaturismo	63	9	28
Regolamentazione pesca sportiva	57	11	32
Finanziamenti	58	6	36

Conclusioni

Le due categorie di pescatori (piccola pesca e vongolari) sono favorevoli al PMP a condizione che esso abbia una "struttura a scacchiera", tale da garantire l'alternarsi di aree in cui sia interdetta la pesca, con aree in cui questa sia consentita. Il parco è comunque percepito come un'opportunità, sia per il risanamento di un ambiente pesantemente compromesso, sia per una gestione più razionale delle risorse ittiche. I pescatori hanno una forte consapevolezza di come un depauperamento delle risorse consegua ad una pesca praticata senza regole. Dall'indagine è emersa una forte volontà adattativa dei pescatori all'istituzione del parco, nel quale vedono una garanzia ed una protezione della loro attività.

Bibliografia

CINGOLANI N., SANTOJANNI A., COLELLA S., DONATO F. (2003) - Studio socio-economico dell'area proposta per l'istituzione del Parco Marino del Piceno. *Rapporto finale per la Provincia di Ascoli Piceno*: 209 pp.

Lo studio è stato effettuato con il finanziamento della Provincia di Ascoli Piceno.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 703-706

F. Meneghetti, V. Moschino, L. Da Ros

CNR - ISMAR, Istituto Scienze Marine, Castello, 1364/A - 30122 Venezia, Italia.
luisa.daros@ismar.cnr.it

STUDIO DELLE INTERAZIONI TRA MOLLUSCHI BIVALVI EDULI E HABITAT IN UN'AREA A BARRIERE ARTIFICIALI NEL NORD ADRIATICO: VALUTAZIONE DI RISPOSTE BIOLOGICHE

*INTERACTION BETWEEN MUSSELS (*MYTILUS GALLOPROVINCIALIS *LMK) AND HABITAT IN AN EXPERIMENTAL AREA OF THE NORTH ADRIATIC SEA: EVALUATION OF BIOLOGICAL RESPONSES*

Abstract

*A biomarker approach has been used to study the effects of seasonality and depth on mussels (*Mytilus galloprovincialis *Lmk) suspended at two depths within an artificial experimental structure in a coastal area of the North Adriatic Sea. The overall results, obtained evaluating a suite of generic stress biomarkers (neutral red retention time, micronuclei evaluation, lysosomal histochemistry, survival in air test, condition index) showed the influence of the biological cycle on the response and indicated similar exposure effects at the two study depths.*

Key-words*: physiology, indicators, histochemistry,* Mytilus galloprovincialis*, North Adriatic Sea.*

Introduzione

Nell'ambito del Programma per la tutela ambientale della Regione del Veneto "Intervento 72 – Campo Sperimentale in Mare", coordinato dall'Osservatorio Alto Adriatico di ARPAV, è stata condotta una ricerca sperimentale sulla risposta biologica di molluschi bivalvi eduli della specie *Mytilus galloprovincialis*. In questo studio, realizzato in un'area sperimentale a barriere artificiali allestita nel tratto di mare antistante il litorale di Cavallino-Treporti (Ve) all'altezza della foce del Sile, si sono potute approfondire alcune conoscenze di base relative alla modulazione della risposta fisiologica di molluschi bivalvi eduli in relazione alle variazioni stagionali delle caratteristiche chimico-fisiche e biologiche delle acque e alla profondità (Bruno *et al.*, 2006).

Materiali e metodi

In gennaio 2004, circa 1600 mitili di taglia commerciale, provenienti da un allevamento a mare posto nelle vicinanze, sono stati collocati in appositi sacchetti di rete allestendo delle *reste* simili a quelle commerciali, che sono state successivamente sospese a due profondità, –2 e –12 m, ancorandole alle strutture fisse del Campo Sperimentale. I campionamenti sono stati effettuati durante i successivi mesi di aprile, luglio e novembre. Contemporaneamente venivano effettuati anche campionamenti di mitili intertidali naturali prelevati dalla piattaforma CNR situata a 8 miglia dalla bocca di porto di Lido.

Sui campioni di mitili si sono eseguite varie determinazioni biologiche utiliz-

zabili come biomarkers: test della sopravvivenza in aria (Eertman *et al.*, 1993), indice di condizione (Lucas e Beninger, 1985), tempo di ritenzione del rosso neutro (Lowe *et al.*, 1995), frequenza di micronuclei negli emociti (Bolognesi *et al.*, 1996) e accumulo di lipidi neutri nei lisosomi delle cellule digestive (Bancroft, 1967).

Risultati

Effetti della profondità e della stagionalità

È stato evidenziato un effetto significativo della profondità solo in aprile, quando i mitili dei campioni superficiali presentano, rispetto ai corrispondenti di profondità, minor resistenza all'esposizione all'aria ($p<0,05$), indici di condizione più bassi ($p<0,001$; Fig. 1) e minor contenuto di lipidi neutri ($p<0,05$; Fig. 2). In luglio, le risposte biologiche risultano complessivamente più omogenee, mostrando valori simili alle due profondità.

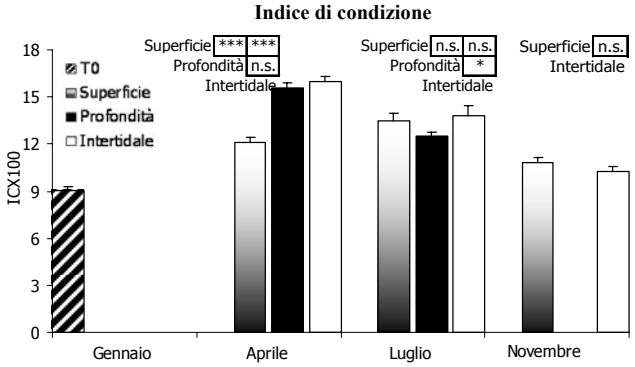


Fig. 1 - Indice di condizione (I.C.) in campioni di mitili provenienti dal vivaio (T0), dal campo sperimentale, (superficie e profondità) e dalla piattaforma (intertidale). Kruskal-Wallis ANOVA: n.s.: $p>0,05$; *: $p<0,05$; ***: $p<0,001$ (N=30).

*Condition index (C.I.) in mussels collected from the farm (T0), from the experimental area (surface="superficie" and depth="profondità") and in intertidal samples. Kruskal-Wallis ANOVA: n.s.: $p>0,05$; *: $p<0,05$; ***: $p<0,001$ (N=30).*

Il ciclo biologico degli organismi influenza variamente i biomarkers determinati, ed in particolare l'effetto peggiorativo evidenziato in aprile nei mitili superficiali potrebbe essere stato determinato dall'emissione dei gameti. I valori più sfavorevoli degli indici citologici (tempi minori di ritenzione del rosso neutro e maggior frequenza di micronuclei; Fig. 3 e 4) sono stati registrati nei campioni di luglio, quando lo stress endogeno è più trascurabile, segnalando quindi probabilmente la presenza di uno stress ambientale in quel periodo.

Confronti tra i mitili del Campo e i mitili della piattaforma

I mitili intertidali della piattaforma hanno presentato generalmente risposte diverse e migliori rispetto ai corrispondenti campioni del Campo. Solo in aprile i lipidi neutri, più elevati che nel Campo, indicano una probabile situazione di stress negli organismi della piattaforma.

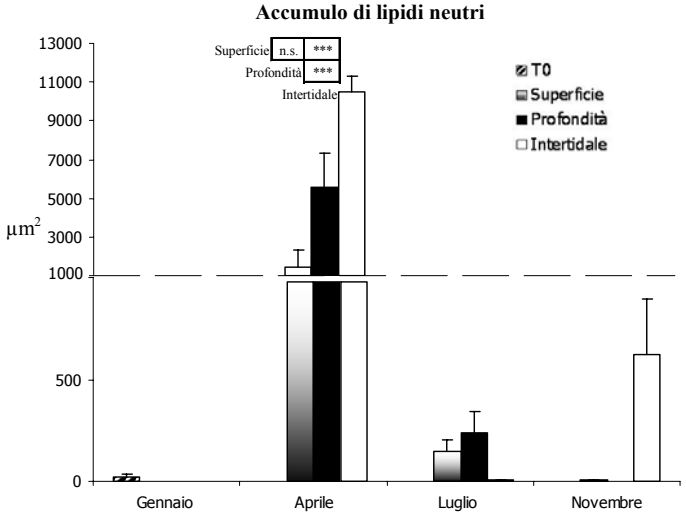


Fig. 2 - Accumulo di lipidi neutri (μm^2) in campioni di mitili provenienti dal vivaio (T0), dal campo sperimentale, (superficie e profondità) e dalla piattaforma (intertidale). Kruskal-Wallis ANOVA: n.s.: p>0,05; *: p<0,05; **: p<0,01; ***: p<0,001 (N=10).

*Accumulation of lipid contents (μm^2) in mussels collected from the farm (T0), from the experimental area surface="superficie" and depth="profondità") and in intertidal samples. Kruskal-Wallis ANOVA: n.s.: p>0,05; *: p<0,05; **: p<0,01; ***: p<0,001 (n=10).*

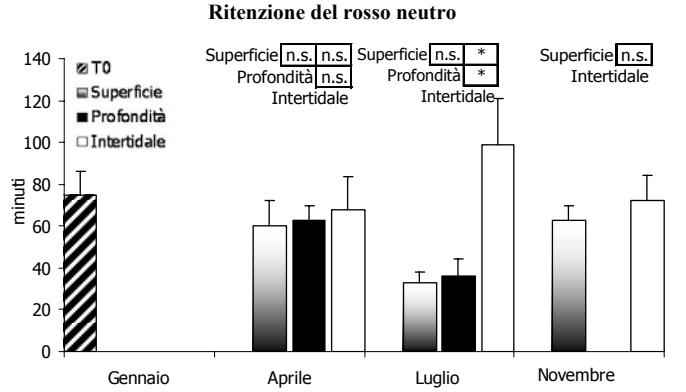


Fig. 3 - Tempo di ritenzione del rosso neutro (media ± errore standard) in campioni di mitili provenienti vivaio al momento zero (T0), dal campo sperimentale (superficie e profondità) e dalla piattaforma (intertidale). Test U di Mann-Whitney: n.s.: p>0,05; *: p<0,05 (N=10).

*Neutral red retention assay (mean±s.e.) in mussels collected from the farm (T0), from the experimental area (surface="superficie" and depth="profondità") and in intertidal samples. Mann-Whitney: n.s.: p>0,05; *: p<0,05 (N=10).*

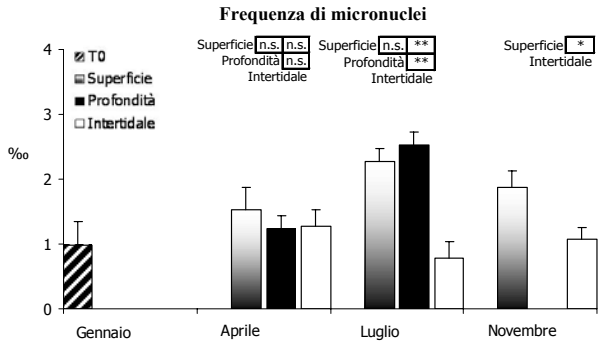


Fig. 4 - Frequenza di micronuclei (‰) in campioni di mitili provenienti dal vivaio (T0), dal campo sperimentale, (superficie e profondità) e dalla piattaforma (intertidale).
Test U di Mann-Whitney: n.s.: p>0,05; *: p<0,05; **: p<0,01 (N=5).

Micronuclei frequency (‰) in mussels collected from the farm (T0), from the experimental area (surface="superficie" and depth="profondità") and in intertidal samples.
*Mann-Whitney: n.s.: p>0,05; *: p<0,05; **: p<0,01 (N=5).*

Conclusioni

Il confronto dei risultati ottenuti alle due profondità mostra una sostanziale omogeneità della risposta biologica, in accordo con la scarsa differenziazione dei valori dei parametri idrologici monitorati contemporaneamente nella colonna d'acqua. Le uniche differenze significative, evidenziate solo in aprile e solo nelle risposte fisiologiche, rendono plausibile l'ipotesi che durante il periodo di studio le emissioni dei gameti non si siano verificate contemporaneamente alle due profondità (come confermato per altro da osservazioni istologiche di controllo effettuate negli stessi campioni).

I mitili del Campo hanno mostrato complessivamente risposte biologiche peggiori rispetto a quelle registrate nei mitili intertidali della piattaforma.

Bibliografia

BANCROFT J.D. (1967) - *An introduction to histochemical technique*. Butterworths, London: 268 pp.

BOLOGNESI C., RABBONI R., ROGGIERI P. (1996) - Genotoxicity biomarkers in *M. galloprovincialis* as indicators of marine pollutants. *Comp. Biochem. Physiol.,* **113** (C): 319-323.

BRUNO S., BASTIANINI M., ACRI F., BON D., RIZZARDI S., VAZZOLER M., BERTAGGIA R., BOLDRIN A. (2006) - Idrologia e idrodinamica in un'area a barriere artificiali nel nord adriatico. *Biol. Mar. Medit.,* **13** (1): 688-692.

EERTMAN R.H.M., WAGENVOORT A.J., HUMMEL H., SMAAL A.C. (1993) - "Survival in air" of the blue mussel *Mytilus edulis* L. as a sensitive response to pollution-induced environmental stress. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **170**: 179-195.

LOWE D.M., SOVECHIA C., MOORE M.N. (1995) – Lysosomal membrane responses in the blood and digestive cells of mussels experimentally exposed to fluoranthene. *Aquat. Toxicol.*, **33**: 105-112.

LUCAS A., BENINGER P.G. (1985) - The use of physiological condition indices in marine bivalve aquaculture. *Aquaculture,* **44**: 187-200.

Il progetto "Intervento 72 - Campo sperimentale in mare", Progetto Esecutivo 93-T406-REL-G003, rientra nel Programma Triennale per la Tutela Ambientale 1994-1996 della Regione del Veneto, con il contributo del Ministero dell'Ambiente e del Territorio, realizzato da ARPAV-Osservatorio Alto Adriatico in collaborazione con l'Ufficio del Genio Civile di Venezia per la realizzazione del campo e del CNR-ISMAR di Venezia per le attività di ricerca.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 707-710

A. Di Franco, G. Franzitta, M. Graziano, M. Milazzo, R. Chemello

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo, Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.
difry@libero.it

VALUTAZIONE DEL COMPORTAMENTO DEI SUBACQUEI IN IMMERSIONE NELL'AMP "ISOLA DI USTICA"

EVALUATION OF SCUBA DIVERS' BEHAVIOUR IN THE "USTICA ISLAND" MPA

Abstract

In the last years the boom of dive-tourism brought people to take consciousness of scuba diving as a source of impact. Aim of this paper is evaluate habitat selection and use by scuba divers and the effect on marine assemblages. Divers prefer habitats rich in species scenically impressive. The benthic species most damaged resulted those with a massive habitus.

Key-words*: scuba diving, habitat selection, habitat use.*

Introduzione

Negli ultimi venti anni, le nuove tecnologie ed il conseguente miglioramento delle condizioni di sicurezza hanno contribuito ad un notevole incremento del numero di subacquei (Davis e Tisdell, 1995), contribuendo a far nascere la consapevolezza che il turismo subacqueo intensivo può rappresentare una possibile fonte di impatto a carico di quei valori biologici ed estetici che una area marina protetta (AMP) si propone di proteggere (Milazzo *et al*., 2002).

Scopo del presente studio è stato di definire l'impatto di attività subacquee sulle comunità naturali dell'AMP 'Isola di Ustica', valutando la selezione ed il tipo di uso degli habitat da parte dei subacquei in immersione, attraverso la quantificazione dei contatti intenzionali e non intenzionali con il substrato e verificando l'eventuale effetto sulla componente bentonica sessile e sulla fauna ittica.

Materiali e metodi

La selezione d'habitat ed il tipo di uso da parte dei subacquei sono stati valutati seguendo gruppi organizzati di 4-6 persone (25 immersioni in totale) e quantificando il tempo di permanenza in minuti (selezione dell'habitat) in otto habitat ed il numero di contatti suddivisi in intenzionali e non intenzionali (tipo di uso dell'habitat). Gli habitat considerati sono: le alghe fotofile su substrati orizzontali (AFO), le alghe fotofile su substrati verticali (AFV), le grotte sommerse (GR), le pareti sciafile (PS), la *Posidonia oceanica* (L.) Delile (PO), la fascia sovrapascolata dai ricci (barrens) (BA), la sabbia (SA) ed i ciottoli (CIO).

I danni sono stati valutati verificando in immersione gli effetti di ciascun contatto sulla componente biotica, sia benthos sessile che fauna ittica (considerando otto specie ittiche costiere). Ove possibile i taxa sono stati determinati a livello di specie.

I dati sulla selezione e l'uso dell'habitat sono stati analizzati con l'ordinamento multidimensionale non metrico (nMDS); i grafici presentano bolle di dimensione proporzionale alla grandezza della variabile considerata.

Risultati

Durante le 25 immersioni sperimentali, ciascuna della durata media di 38,6 minuti (±7), sono stati seguiti 134 subacquei che nel complesso hanno fatto registrare 1011 contatti fisici con l'ambiente. Di questi 684 (circa il 70%) erano non intenzionali e 327 intenzionali. L'analisi del tempo di permanenza indica che gli habitat maggiormente selezionati dai sub sono nell'ordine AFO, AFV, GR e PS (Fig. 1). L'uso dei diversi habitat mostra che gran parte dei contatti intenzionali avvengono su AFO, GR e PS, mentre i contatti accidentali si registrano essenzialmente su AFO (Fig. 2, Fig. 3).

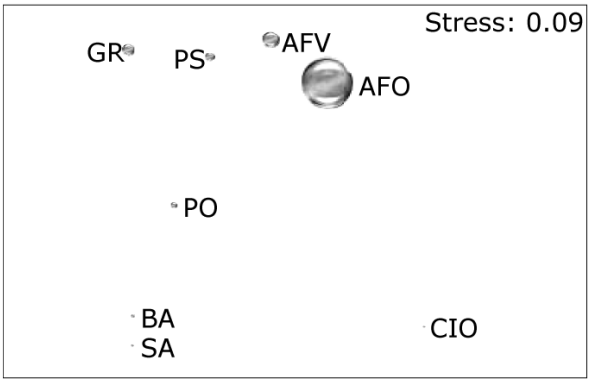


Fig. 1 - nMDS sul tempo di permanenza dei subacquei in ogni habitat considerato.
nMDS on the time spent by divers in each habitat.

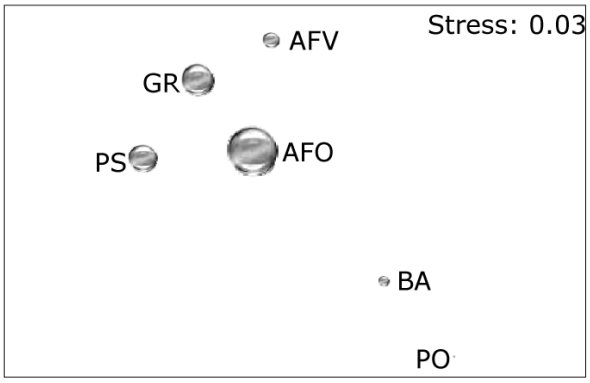


Fig. 2 - nMDS sul numero di contatti intenzionali per ogni habitat.
nMDS on the number of intentional contacts in each habitat.

Il 97% dei contatti registrati non sembra aver prodotto danni evidenti sulle specie presenti nei diversi tipi di habitat presi in esame. Gran parte di questi

contatti sono, infatti, avvenuti su alghe fotofile (soprattutto *Cystoseira* e Dictyotales), su *Posidonia oceanica* e su alghe coralline incrostanti, molto abbondanti nella zona sovrapascolata dai ricci. I pochissimi contatti registrati sulla gorgonia rossa *Paramuricea clavata* Risso, 1826 (0,004% del totale) non sembrano aver prodotto nell'immediato dei danni evidenti (ad es. rottura dei rami). Nel 3% dei casi, soprattutto in ambienti di grotta o pareti verticali in ombra, sono stati registrati dei danni permanenti e ben evidenti su organismi bentonici sessili, sia coloniali che solitari. Le specie più colpite sono state *Astroides calycularis* (Pallas, 1766), *Leptopsammia pruvoti* Lacaze-Duthiers, 1897, *Myriapora truncata* (Pallas, 1766) ed alcuni poriferi. I contatti intenzionali e non intenzionali con il substrato esercitano un effetto su alcune specie ittiche costiere che si aggregano dietro il subacqueo in cerca di cibo. I contatti nei diversi habitat nel 58% dei casi hanno pro-

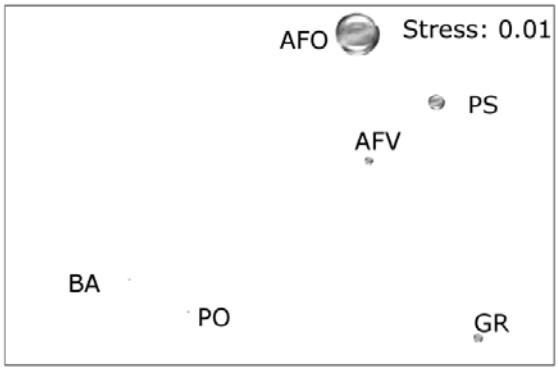


Fig. 3 - nMDS sul numero di contatti non intenzionali per ogni habitat.
nMDS on the number of unintentional contacts in each habitat.

dotto aggregazioni di pesci. Le otto specie ittiche censite sono: *Thalassoma pavo* (L., 1758), *Chromis chromis* (L., 1758), *Apogon imberbis* (L., 1758), *Coris julis* (L., 1758), *Diplodus* spp., *Symphodus ocellatus* (Forsskål, 1775), *Serranus scriba* (L., 1758), *Spondyliosoma cantharus* (L., 1758).

Conclusioni

Come prevedibile, ad Ustica i subacquei mostrano una selezione attiva per habitat eterogenei e ricchi in specie ittiche di grosse dimensioni, quali le alghe fotofile orizzontali e verticali (Vacchi *et al*., 1998), o in specie bentoniche di particolare bellezza scenica, come quelle di ambienti di grotta o di pareti sciafile. Malgrado la permanenza in GR e PS sia in proporzione bassa, i contatti intenzionali registrati in questi ambienti sono abbastanza elevati.

Anche se i danni sono poco frequenti, le specie bentoniche che vengono maggiormente danneggiate dai contatti sono ad *habitus* frondoso o massivo ed a crescita lenta; per questo motivo l'effetto dello scuba diving è da ipotizzare a lungo termine.

I contatti registrati sono soprattutto non intenzionali, ciò suggerisce che un corretto assetto in immersione può essere cruciale per minimizzare il danno. È da considerare che ad Ustica ciascun subacqueo ha in media 1,3 contatti ogni 7 min con il substrato. Questo dato è comparabile con quanto riportato per aree tropicali (Medio *et al*., 1997). Diversi studi dimostrano che in seguito a campagne di educazione ed informazione sul potenziale impatto dei sub in immersione, la maggioranza dei subacquei può creare danni assolutamente trascurabili.

Bibliografia

DAVIS D., TISDELL C. (1995) - Recreational scuba diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean Coast. Manage.*, **26** (1): 19-40.

MEDIO D., ORMOND R.F.G., PEARSON M. (1997) - Effect of briefing on rates of damage to corals by scuba divers. *Biol. Conserv.*, **79**: 91-95.

MILAZZO M., CHEMELLO R., BADALAMENTI F., CAMARDA R., RIGGIO S. (2002) - The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean sea? *P.S.Z.N.I.: Mar. Ecol.*, **23**: 280-290.

VACCHI M., BUSOTTI S., GUIDETTI P., LA MESA G. (1998) - Study of the coastal fish assemblage in the marine reserve of the Island Ustica (Southern Tyrrhenian Sea, Mediterranean sea). *It. J. Zool.*, **65** (1): 281-286.

Questo studio è stato svolto sui fondi ex 60% del Prof. Renato Chemello.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 711-713

A. Franco, R. Fiorin, M. Zucchetta, S. Malavasi, P. Franzoi, P. Torricelli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia,
Campo della Celestia, Castello 2737/b - 30122 Venezia, Italia.
afranco@unive.it

SPATIAL DISTRIBUTION OF FISH SPECIES OF COMMUNITY INTEREST (HABITAT DIRECTIVE, 92/43/EEC) ON THE SHALLOWS OF THE VENICE LAGOON

DISTRIBUZIONE DELLE SPECIE ITTICHE DI INTERESSE COMUNITARIO (DIRETTIVA HABITAT, 92/43/CEE) SUI BASSI FONDALI DELLA LAGUNA DI VENEZIA

Abstract

The spatial distribution of Aphanius fasciatus, Knipowitschia panizzae *and* Pomatoschistus canestrinii *was investigated in the shallow waters of the Venice Lagoon. All the three species were preferably found in the more internal salt marsh areas, in lower salinity waters and on unvegetated muddy bottoms, as confirmed also by the correlations between the species abundance and environmental parameters. These results allow to locate the potential areas of conservation of these species whose designation is required by the Habitat Directive (92/43/EEC).*

Key-words: Aphanius fasciatus, Knipowitschia panizzae, Pomatoschistus canestrinii, *spatial distribution, Venice Lagoon.*

Introduction

Aphanius fasciatus (Valenciennes, 1821) (fam. Cyprinodontidae), *Knipowitschia panizzae* (Verga, 1841) and *Pomatoschistus canestrinii* (Ninni, 1883) (fam. Gobiidae) are the only fish species found in the shallow waters of the Venice Lagoon which are listed in the Annex II of the Habitat Directive 92/43/EEC. It means that they are species of community interest, whose conservation requires the designation of special areas of conservation. Hence the study of their actual spatial distribution in the Venice Lagoon and the characterization of the habitats where they preferably occur is of primary importance in order to answer to the requirements of the above cited European Directive.

Materials and methods

Seasonal surveys were carried out from March to October 2002 in the shallows of the Venice Lagoon. Fish samples were collected with a small (10 m long) fine mesh (2 mm from knot to knot) beach seine in 68 stations spreaded over the whole lagoon area. The species identification and the specimens counting were carried out in the field, in order to return fish to their natural environment. Subsamples were taken only in case of particularly abundant samples: fish were anestethized and fixed in a neutralized formalin solution (10%) for preservation and later identification. In each sampling station 8 environmental parameters were measured: water temperature (°C), salinity (PSU), turbidity (FTU), dissolved oxygen concentration (mg/l), sand and clay percentages in the superficial sedi-

ments, percentage coverage area by seagrass and percentage coverage area by salt marshes around the station (within 150 m). Species spatial distribution during each season was mapped by using ordinary kriging interpolation method and each species abundance was related to the measured environmental parameters by means of Spearman's rank correlation in order to characterize the habitat where they preferably occur.

Results

All the three species occurred with higher frequency and abundance in the more internal habitats of the lagoon, although *K. panizzae* showed the widest distribution with respect to *P. canestrinii* and *A. fasciatus*. This latter species was not found in Spring and was confined in few stations (7 over 68, both in Summer and Autumn), located in the internal salt marsh areas. Specimens of *P. canestrinii* were collected almost exclusively in stations located at the lagoon margins, in oligo-mesohaline waters and on bare muddy bottoms (3 stations in Spring, 14 in Summer and 10 in Autumn). *K. panizzae*, in turn, occurred in 18 stations in Spring, 31 in Summer and 30 in Autumn, and was abundant also in the intermediate stations located between the more internal zones and the sea inlets, where the sea influence is relatively higher. However, the highest abundances were detected again in the internal salt marsh areas. The seasonal correlations between the species abundances and the measured environmental parameters confirmed the concentration of the three species in relatively lower salinity waters, on unvegetated bottoms close to salt marshes (Tab. 1), typical conditions found in the lagoon marginal areas.

Tab. 1 - Results of seasonal Spearman correlations between species abundance and environmental parameters (ns not significant; + and - $p<0.05$; ++ and -- $p<0.01$; +++ and --- $p<0.001$).
Risultati delle correlazioni di Spearman stagionali tra abbondanza specifica e parametri ambientali (ns non significativa; + e - $p<0.05$; ++ e -- $p<0.01$; +++ e --- $p<0.001$).

	K. panizzae			*P. canestrinii*			*A. fasciatus*	
	Spring	Summer	Autumn	Spring	Summer	Autumn	Summer	Autumn
Temperature	ns	ns	ns	ns	++	ns	ns	ns
Salinity	---	---	---	ns	---	---	ns	ns
Dissolved Oxygen	ns	ns	---	ns	---	ns	-	ns
Turbidity	ns	ns	ns	ns	---	+++	ns	ns
sand	ns	ns	ns	ns	-	-	-	ns
clay	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Seagrass coverage	--	---	---	ns	--	-	ns	ns
Salt marsh coverage	++	+++	+++	ns	+++	+++	+++	+

Conclusions

The observed distribution of *A. fasciatus*, *K. panizzae* and *P. canestrinii* in the Venice Lagoon shallow waters is in accordance with the findings of studies in other Mediterranean brackish areas (Maccagnani *et al.*, 1985; Changeux & Pont, 1995). The results of the present study indicate the marginal salt marsh areas in the Venice Lagoon as important habitats for these three species, thus suggesting their suitability as areas of conservation of the species, as required by the Habitat Directive (92/43/EEC).

References

CHANGEUX T., PONT D. (1995) - Current status of the riverine fishes of the French Mediterranean basin. *Biol. Conserv.*, **72**: 137-158.

MACCAGNANI R., CARRIERI A., FRANZOI P., ROSSI R. (1985) - Osservazioni sulla struttura di popolazione ed il ruolo trofico di tre specie di gobidi (*Knipowitschia panizzae*, *Pomatoschistus marmoratus*, *Pomatoschistus canestrinii*) in un ambiente del delta del Po. *Nova Thalassia*, **7**: 373-378.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 714-718

M.C. Gambi, M. Dappiano, M. Lorenti, B. Iacono, S. Flagella

Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "Anton Dohrn",
Villa Comunale - 80121 Napoli, Italia.
gambimc@szn.it

"CRONACA DI UNA MORTE ANNUNCIATA" IMPATTO DI UN DRAGAGGIO DI SABBIA AI FINI DI RIPASCIMENTO COSTIERO SU UNA PRATERIA DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE (BAIA DEI MARONTI, ISOLA D'ISCHIA)

IMPACT OF SAND EXTRACTION FOR BEACH NOURISHMENT ON A POSIDONIA OCEANICA *(L.) DELILE MEADOW OF THE ISLAND OF ISCHIA (MARONTI BAY, ITALY)*

Abstract

A strong human impact and partial destruction of a Posidonia oceanica *(Monocotyledons, Potamogetonaceae) meadow is reported in the Maronti Bay (Island of Ischia, Gulf of Naples, Tyrrhenian Sea) due to sand extraction for beach refilling. About 4 hectares of meadows were mechanically destroyed by the extraction pump as well as by sediment suspension and re-deposition. Shoot density, and morpho-chronological plant variables measured before the impact are discussed.*

Key-words: Posidonia oceanica*, human impact, beach nourishment, phenology, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

Gli interventi di ripascimento degli arenili, utilizzando le tecniche di estrazione di depositi di sabbie relitte sui fondali, il così detto 'ripascimento morbido', sono sempre più frequenti lungo le nostre coste (Nonnis *et al*., 2002; Gabellini *et al*., 2003). A fronte di questo, è invece carente una regolamentazione nazionale chiara ed univoca circa la valutazione di impatto ambientale per tale tipo di interventi, anche se di recente un protocollo è stato almeno proposto (Fanelli *et al*., 2003), e sono ancora molto scarsi i dati sui possibili impatti già avvenuti e/o su potenziali effetti a lungo termine relativi a tale tipo di interventi sui fondali antistanti e su quelli interessati dalle aree di scavo stesse (Paganelli *et al*., 2005; Marzialetti *et al*., 2006).

In mancanza di una normativa risulta quindi più facile il verificarsi di possibili impatti ed "incidenti" di percorso, in considerazione anche del fatto che alcune volte tali interventi vengono inseriti in procedure di protezione civile per la messa in sicurezza di fenomeni franosi del litorale. L'urgenza accorcia pertanto le procedure di valutazione ambientale o fa del tutto by-passare le valutazioni di impatto.

Vengono riportate osservazioni sulle caratteristiche fisiografiche ed ecologiche di una prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delile presente nella zona prospiciente la spiaggia della baia dei Maronti (isola d'Ischia, Golfo di Napoli), e che ha subito un fortissimo impatto antropico ed una drastica, anche se non completa distruzione, a seguito di un intervento di scavo del fondale per il prelievo di sabbie finalizzato al ripascimento dell'arenile antistante.

Il presente lavoro, oltre che documentare questo evento di impatto antropico così distruttivo e mai documentato prima lungo le nostre coste, vuole anche stimolare nell'ambito della S.I.B.M. un dibattito sulla necessità di promuovere la messa a punto a livello nazionale di una normativa di riferimento che regoli gli interventi di ripascimento e le loro valutazioni di impatto sui sistemi costieri.

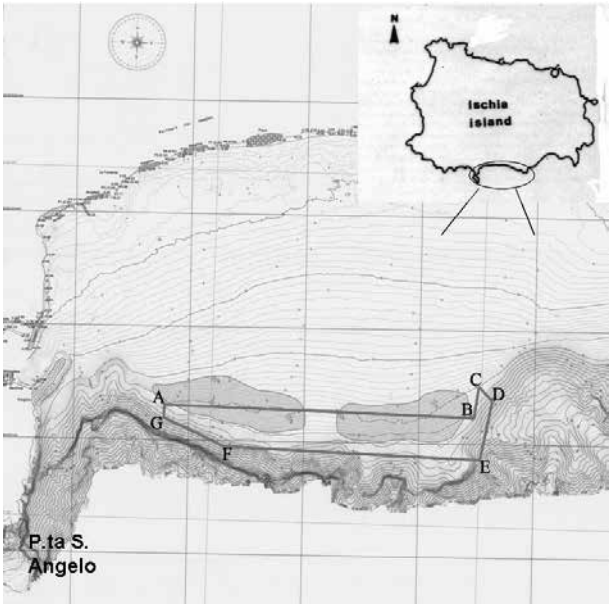


Fig. 1 - Mappa della Baia del Maronti (isola d'Ischia). Le zone retinate in grigio rappresentano la distribuzione della prateria di *Posidonia oceanica* studiata. Il poligono delimitato con le lettere rappresenta la zona di prelievo (cava) delle sabbie per l'intervento di ripascimento dell'arenile antistante.

Map of the Maronti Bay (island of Ischia). The grey shaded areas represent the distribution of the Posidonia oceanica *meadow studied. The lines of the polygone delimited with letters represent the area of sand extraction for beach refilling.*

Tab. 1a. Valori medi (e errore standard) delle variabili fenologiche di *Posidonia oceanica* misurate in due periodi di studio, precedenti l'impatto, nella prateria dei Maronti.

Mean values (and standard error) of the phenological variables of Posidonia oceanica *measured in two periods, before the impact, in the meadow off the Maronti Bay.*

Variabili fenologiche	dicembre 2000	agosto 2001
numero di foglie/fascio	6,2 ± 0,2	6,1 ± 0,2
lunghezza foglie/fascio (cm)	19,1 ± 0,9	51,3 ± 2,3
larghezza foglie/fascio (cm)	0,9 ± 0,004	1 ± 0,01
biomassa verde/fascio (mg)	383 ± 33	1233 ± 80
biomassa tessuto bruno/ fascio (mg)	48 ± 0,8	84 ± 10
Coefficiente A	14,7	52,0
L.A.I. (m^2/m^2)	2,3 ± 0,2	6,5 ± 0,5
L.S.C. (g/m^2)	84,6 ± 7,2	272,7 ± 17,8

Tab. 1b. Media (ed errore standard) dei valori di produzione dei rizomi di *Posidonia oceanica* nella prateria dei Maronti, rilevati prima dell'impatto.

Mean values (and standard error) of production of Posidonia oceanica *rhizomes in the meadow off the Maronti Bay, measured before the impact.*

Produzione media dei rizomi		
Biomassa (mg/anno) 1992-2000	Allungamento (mm/anno) 1992-2000	Numero foglie/anno 1992-2000
78,9 ± 4,30	7,4 ± 0,42	6,6 ± 0,14

Materiali e metodi

Area di studio

La prateria di *P. oceanica* nella Baia dei Maronti è stata rilevata e mappata inizialmente da Marsella *et al.* (2001), e successivamente studiata nell'ambito dello studio di fattibilità per l'istituzione dell'Area Marina Protetta del Regno di Nettuno (isole di Ischia, Procida e Vivara, L. 394/91) (Dappiano *et al.*, 2002; Buia *et al.*, 2003; Gambi *et al.*, 2003, eds). Tale formazione non era infatti riportata nella mappatura delle praterie di *P. oceanica* effettuata precedentemente lungo le coste di Ischia (Colantoni *et al.*, 1982). La prateria in questa area era distribuita nella zona più riparata dall'elevato idrodinamismo di tutta la baia, e si sviluppava ad una distanza dalla costa di oltre 600 metri in una stretta fascia tra 15 e 25 m circa di profondità, con una discontinuità circa a metà del suo sviluppo costiero (Fig. 1). Il limite superiore risultava a macchie ed a tratti alquanto insabbiato, mentre il limite inferiore era di tipo netto ed erosivo con una "matte" che in alcune porzioni raggiungeva 2 m di altezza.

Rilievi visivi, misure e campionamenti (densità dei fasci e piante per analisi morfo-cronologiche) sono stati effettuati a dicembre 2000 e agosto 2001, prima dell'impatto antropico. Le conte di densità sono state effettuate su quadrati di 40×40 cm (10 repliche) mentre le misure fenologiche e lepidocronologiche sono state effettuate per ciascuna data di campionamento su 20 fasci e 40 fasci, rispettivamente.

I rilievi successivi all'impatto conseguente l'estrazione di sabbia sono stati effettuati a maggio 2002, circa un mese dopo l'evento stesso, e ripetuti a distanza di uno e due anni circa.

Risultati e conclusioni

I valori delle variabili fenologiche e di quelle di produzione media stimati per i rizomi sono riportati in Tab. 1a e 1b. La densità, rilevata nel 2001 tra 18 e 22 m di profondità, mostrava valori medi di 221,2 fasci/m^2 (±15,9 e.s.) ed una copertura del fondo tra 60 e 80%. Tale densità corrisponde allo stadio IV della classificazione di Giraud (1977) e a un valore di densità normale (ND) secondo quella di Pergent *et al.* (1995). Il numero medio di foglie per fascio è risultato simile tra i due periodi di prelievo (6,1), mentre la percentuale di foglie erose (coefficiente A) era più basso in dicembre e più elevato in agosto. Lo stesso trend è stato osservato per tutte le altre variabili fenologiche. L'analisi lepidocronolo-

gica ha permesso di rilevare il pattern di produzione dei rizomi dal 2000 al 1992 con valori medi di produzione del rizoma, come biomassa ed allungamento, di 78,9 mg/anno e 7,4 mm/anno. Gli errori standard relativamente modesti indicano che nel periodo studiato non si rileva una particolare variabilità di questi parametri.

Nel marzo 2002 un intervento di prelievo di sabbia per ripascimento della spiaggia (autorizzato dalla Regione Campania come intervento di urgenza di protezione civile per la messa in sicurezza della costa da fenomeni franosi) è stato effettuato con un'imbarcazione specializzata munita di una pompa in grado di prelevare notevoli quantità di sedimento. La zona di cava per il prelievo della sabbia, posizionata di fronte la spiaggia dei Maronti (Fig. 1), ha interessato la porzione più occidentale della prateria su cui l'imbarcazione ha lavorato per circa 24 ore.

I rilievi da noi eseguiti a distanza di un mese da tale impatto hanno messo in evidenza danneggiamenti cospicui su circa 4 ettari di prateria tra 18 e 25 m di profondità, e lo sconvolgimento del fondale in tutta l'area con variazioni di livello del fondo anche di 5 m rispetto alla situazione precedente. La prateria residua era limitata a stretti cordoni o isolate zolle di "matte" ancora in posto, mentre zolle cospicue di "matte" e cumuli di piante divelte erano presenti negli avvallamenti e profondi canali provocati dalla pompa. Numerose porzioni di piante non danneggiate meccanicamente erano comunque sepolte sotto una cospicua quantità di sedimento messo in sospensione e successivamente sedimentato sulla prateria. A distanza di un anno l'intera porzione dei 4 ettari danneggiati era costituita unicamente da "matte" morta. A distanza di due anni abbiamo rilevato che rimane ancora intatta una limitata porzione di prateria di circa 2 ettari nella parte più orientale della baia tra 18 e 20 m di profondità, in cui conte di densità effettuate nel 2004 hanno dato una media di 331 fasci/m^2 ($\pm$56). Prelievi di alcune piante nella porzione residua della prateria sono state effettuate a marzo 2005. Analisi lepidocronologiche sono in corso per comparare i dati con quelli rilevati prima dell'impatto (Gambi *et al*., 2005).

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato effettuato in collaborazione con M.C. Buia. Si ringraziano il Cap. Vincenzo Rando per il supporto nelle operazioni di rilievo a mare, e Diego Parisi e Raffaele De Martino per la collaborazione tecnica e logistica.

Bibliografia

BUIA M.C., GAMBI M.C., LORENTI M., DAPPIANO M., ZUPO V. (2003) - Aggiornamento sulla distribuzione e sullo stato ambientale dei sistemi a fanerogame marine (*Posidonia oceanica* e *Cymodocea nodosa*) delle isole Flegree. *Acc. Sc. Lett. Arti Napoli, Mem. Soc. Sc. Fis. Mat*., **5**: 163-186.

COLANTONI P., GALLIGNANI P., FRESI E., CINELLI F. (1982) - Patterns of *Posidonia oceanica* (L.) Delile beds around the Island of Ischia (Gulf of Naples) and adjacent waters. *P.S.Z.N.I: Mar. Ecol.,* **3**: 53-74.

DAPPIANO M., IACONO B., GAMBI M.C. (2002) - Biocoenotic characterization and new records of benthic organisms in the Phlaegrean islands (Ischia, Procida and Vivara, Gulf of Naples) by means of visual census. *Biol. Mar. Medit.*, **9** (1): 518-524.

FANELLI E., NICOLETTI L., FRANCESCHINI G., GIOVANARDI O., GABELLINI M., PRETI M. (2003) - Environmental impact assessment after sand extraction for beach nourishment: a methodological approach. In: E. Ozhan (ed), *MEDCOAST-03*, 7-11 October 2003, Ravenna, Italy: 951-958.

GABELLINI M., LUPINO P., NICOLETTI L. (2003) – Erosione e ripascimento delle coste laziali. *Professione Geologo*, **3**: 22-24.

GAMBI M.C., DE LAURO M., JANNUZZI F. (eds) (2003) - Ambiente marino costiero e territorio delle isole Flegree (Ischia Procida Vivara - Golfo di Napoli). Risultati di uno studio multidisciplinare. *Acc. Sc. Lett. Arti Napoli, Mem. Soc. Sc. Fis. Mat*., **5**: 425 pp.

GAMBI M.C., DAPPIANO M., LORENTI M., IACONO B., FLAGELLA S., BUIA M.C. (2005) – "Chonicle of a death foretold". Features of a *Posidonia oceanica* bed impacted by sand extraction. *MEDCOAST-05*, 25-29 October 2005, Kusadasi (Turkey): 441-450.

GIRAUD G. (1977) - *Contribution à la description et à la phenologie quantitative des herbiers à* Posidonia oceanica *(L.) Delile*. Thèse doctorat 3eme cycle, Univ. Aix- Marseille II, France: 150 pp.

MARSELLA E., BUDILLON F., DE ALTERIIS G., DE LAURO M., FERRARO F., MOLISSO L., MONTI L., PELOSI N. TOCCACELI R., TONIELLI R., VIOLANTE C. (2001) - *Indagini geologiche, geofisiche e sedimentologiche dei fondali della Baia dei Maronti (isola d'Ischia)*. Salvatore Pironti Ed., Napoli: 77 pp.

MARZIALETTI S., GABELLINI M., LA PORTA B., LATTANZI L., LA VALLE P., PAGANELLI D., PANFILI M., TARGUSI M., NICOLETTI L. (2006) - Attività di dragaggio ai fini di ripascimento al largo di Montalto di Castro (VT): effetti sul popolamento a policheti. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (1): 601-605.

NONNIS O., NICOLETTI L., LA VALLE P., MAGNO M.C., GABELLINI M. (2002) - Environmental impact of sand extraction for beach nourishment in an area of Latium coast (Tyrrhenian Sea, Italy). *Littoral 2002, The Changing Coast EUROCOAST/EUCC* Porto, Portugal: 81-84.

PAGANELLI D., LA VALLE P., MAGGI C., NICOLETTI L., NONNIS O., GABELLINI M. (2005) - Il ripascimento della spiaggia di Roma (Ostia): studio di compatibilità ambientale per lo sfruttamento dei depositi sabbiosi sommersi. In: "Ecosistema Roma". *Atti Convegni Lincei, Accademia dei Lincei,* Bardi Editore, Roma, **218**.

PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., BOUDOURESQUE C.-F. (1995) - Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mésogée*, **54**: 3-27.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 719-721

G. Gnone[1], L. Castellano[1], M. Martello[2], M. Montefalcone[2], O. Vannello[1,2], M. Capriolo[1], G. Albertelli[2]

[1]Acquario di Genova, Ponte Spinola - 16128 Genova, Italia.
ggnone@acquariodigenova.it
[2]Dip.Te.Ris, Università degli Studi di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.

TECNICHE SPERIMENTALI PER RITARDARE LA GERMINAZIONE DI SEMI DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE *EX SITU*

EXPERIMENTAL TECHNIQUES TO DELAY THE GERMINATION OF POSIDONIA OCEANICA *(L.) DELILE SEEDS* EX SITU

Abstract

This work reports the results of experimental techniques to keep the seeds of P. oceanica *(Monocotyledonae, Potamogetonaceae) in a quiescence state. The seeds were kept in cold sea water (6 °C) in the dark and were sown at regular intervals. The seeds kept in cold water showed a greater capacity to germinate if compared with seeds kept in ambient temperature but we also observed a strong increase of the mortality as the conservation time was extended. The seeds preserved in cold water longer also show a slower growing rate.*

Key words: Posidonia oceanica, *sea grass, seeds, conservation, germination.*

Introduzione

Nelle ultime decadi i posidonieti mediterranei mostrano segni di regressione e rarefazione. Le cause sono molteplici e spesso legate all'attività antropica (Boudouresque e Meinesz, 1982). In relazione a questo fenomeno si studiano sistemi utili ad accelerare i tempi naturali di recupero delle praterie, una volta compresi e rimossi i fattori di disturbo. L'impianto di plantule ottenute dalla germinazione di semi *ex situ* è la tecnica con minore impatto di prelievo (Balestri *et al.*, 1998), ma raramente si osservano fenomeni di fruttificazione imponenti (Caye e Meinesz, 1984; Pergent *et al.*, 1989) e mancando una tecnica di conservazione efficace, solo una piccola parte dei semi prodotti in queste occasioni può essere raccolta e posta in condizioni di germinare.

Obiettivo del presente lavoro è sviluppare tecniche per conservare il seme in stato di quiescenza senza comprometterne la capacità di germinazione.

Materiali e metodi

In occasione del fenomeno di fruttificazione registrato nel corso della primavera-estate 2004 nel Mediterraneo Centro-settentrionale, alcune centinaia di semi di Posidonia sono stati raccolti dalla spiaggia di Palombaggia (Corsica).

Prima della semina, una parte dei semi è stata posta in acqua marina a temperatura ambiente (25 °C circa), in bottiglia chiusa, al buio, mentre una parte è stata posta in acqua marina fredda (6 °C), in bottiglia chiusa, al buio.

A intervalli di 5 giorni, circa 40 semi (Tab. 1), sono stati posti nella vasca di germinazione, munita di generatore d'onda e luce artificiale, in file parallele (Fig. 1).

Il processo di germinazione è stato misurato in riferimento a: 1) numero di foglie; 2) lunghezza della foglia principale; 3) numero di radici; 4) lunghezza della radice principale.

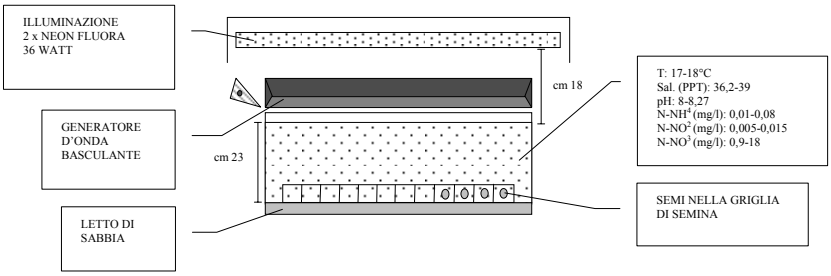


Fig. 1 - Vasca di germinazione.
Germination tank.

Risultati

I semi conservati a temperatura ambiente hanno avuto una mortalità del 100%. I semi conservati al freddo (semina 1, 2, 3 e 4, Tab. 1) mostrano un andamento della mortalità crescente e un generale rallentamento nel processo di germinazione e di crescita secondo i parametri scelti (Figg. 2, 3, 4).

Tab. 1 - Data di raccolta e di semina per ciascun campione.
Collection and seeding date for each sample.

	DATA RACCOLTA	DATA SEMINA	N
SEMINA 1	12/06/2004	13/06/2004	34
SEMINA 2	12/06/2004	17/06/2004	38
SEMINA 3	12/06/2004	22/06/2004	38
SEMINA 4	12/06/2004	29/06/2004	38

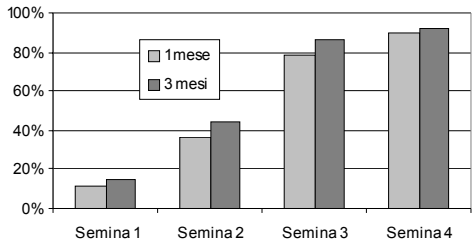


Fig. 2 - Andamento della mortalità delle semine.
Death rate of the seedings.

Conclusioni

I semi conservati al freddo mostrano una capacità di germinazione decisamente maggiore rispetto ai semi conservati a temperatura ambiente. Tuttavia si

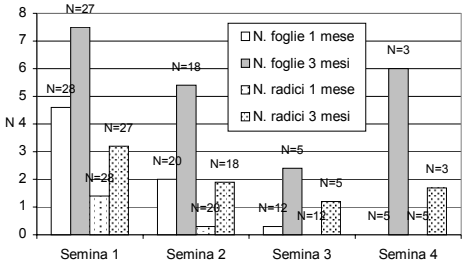


Fig. 3 - Numero di foglie e radici (media) a 1 e 3 mesi.
Mean number of leaves and roots after 1 and 3 months.

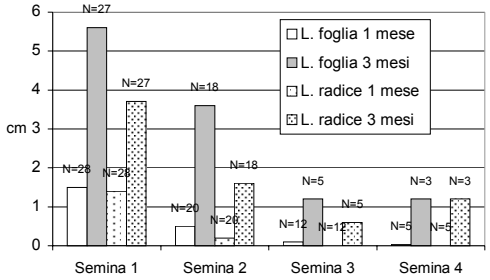


Fig. 4 - Lunghezza della foglia e della radice maggiore a 1 e 3 mesi.
Length of the main leaf and root after 1 and 3 months.

osserva un aumento importante della mortalità con il trascorrere del tempo di conservazione. I semi conservati al freddo per più tempo mostrano inoltre un tasso di crescita più lento.

La conservazione in acqua fredda, alla temperatura di 6 °C, non rappresenta una tecnica utile per conservare i semi a lungo, ma può essere utilizzata come soluzione a breve termine, per esempio durante il trasporto dal punto di raccolta alla stazione di semina.

Bibliografia

BALESTRI E., PIAZZI L., CINELLI F. (1998) - Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in a damaged coastal area. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **228** (2): 209-225.

BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A. (1982) - Découverte de l'herbier de Posidonie. *Cah. Parc nation. Port-Cros*, Fr., **4**: 1-79.

CAYE G., MEINESZ A. (1984) - Observations sur la florisation et sur la fructification de *Posidonia oceanica* dans la baie de Villefranche-sur-Mer et en Course du Sud. *Proc. 1st Int. Workshop on* Posidonia oceanica *beds, GIS Posidonie publ.*, Fr., **1**: 193-201.

PERGENT G., BEN MAIZ N., BOUDOURESQUE C. F., MEINESZ A. (1989) - The flowering of *Posidonia oceanica* over the past fifty years: a lepidochronological study. *GIS Posidonie publ.,* Marseille, Fr., **2**: 69-76.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 722-725

M. Marchesan[1,2], L. Verginella[2], E.A. Ferrero[1]

[1]C.S.E.E., Dip. di Biologia, Università di Trieste,
Via Giorgieri, 7 - 34127 Trieste, Italia.
mmarchesan@units.it
[2]C.S.E.E., Riserva Naturale Marina di Miramare, Viale Miramare, 349 - Grignano (TS), Italia.

ATTRAZIONE FATALE: IMPATTO DELLA LUCE ARTIFICIALE SU SPECIE ITTICHE COSTIERE PROTETTE DALLA RISERVA NATURALE DI MIRAMARE

FATAL ATTRACTION: ARTIFICIAL LIGHT IMPACT ON COASTAL FISH SPECIES PROTECTED BY MIRAMARE NATURAL RESERVE

Abstract

Evaluating the impact of artificial lights on coastal fish species is a basic issue in the framework of an efficient management of marine protected areas. This study aimed at investigating the reactions to artificial light in four fish species protected by the Miramare Marine Reserve: Chromis chromis, Sciaena umbra, Symphodus tinca *and* Diplodus sargus*. Our results highlighted a differential response to lights of variable intensity and colour in the different species. Overall, diurnal species tended to show low levels of response even to strong and coloured lights, whereas nocturnal species showed a strong repulsive reaction to the different light categories.*

Key-words*: vision, visual stimuli, light fields, marine parks.*

Introduzione

Le comunità ittiche costiere sono tra le più soggette alla pressione antropica. Una fonte di disturbo rilevante è l'emissione di stimoli luminosi artificiali nell'ambiente sottomarino. Le reazioni alla luce artificiale non sono identiche nelle diverse specie: il comportamento visivo dipende dalla biologia ed ecologia di ciascuna (Hobson *et al*., 1981; Helfman, 1993). Gli organismi che si sono evoluti in ambienti simili, o che hanno stili di vita affini, manifestano spesso tratti comuni nelle risposte visive (Ben-Yami, 1976; Marchesan *et al*., 2005). Nel contesto di una gestione efficace di un'area marina protetta, è indispensabile definire l'impatto della luce artificiale sull'ittiofauna ospitata all'interno della stessa. Scopo di questo lavoro lavoro è valutare le modalità di risposta a stimoli luminosi artificiali in castagnola *Chromis chromis*, corvina *Sciaena umbra*, tordo pavone *Symphodus tinca* e sarago maggiore *Diplodus sargus*.

Materiali e metodi

Le osservazioni venivano fatte in un acquario di 320×40×60 cm provvisto di finestra laterale trasparente di 30×50 cm da cui si proiettava il fascio di luce. L'acquario era suddiviso in 5 settori (E=il più vicino alla luce; A=il più lontano). Per ciascuna specie si utilizzavano gruppi di 10 individui adulti di taglia media (15-20 cm), ai quali veniva concessa una settimana di acclimatazione prima delle prove sperimentali. Gli esperimenti venivano eseguiti nei mesi di gennaio-febbraio 2003 (castagnola), marzo-aprile 2003 (corvina), maggio-luglio 2003 (tordo

pavone), settembre-novembre 2003 (sarago maggiore). La luce veniva emessa da un proiettore Strand Harmony 22 con lampada alogena da 1000 W a luce bianca. Si conducevano due serie di esperimenti, durante i quali i parametri chimico-fisici venivano mantenuti costanti (temperatura: 19-21 ºC; densità: 1024-1026; salinità a 32-35‰): A. Variazioni dell'intensità luminosa secondo una sequenza ascendente (mM) e discendente (Mm); B. Variazioni della lunghezza d'onda dalle onde corte alle onde lunghe (VR) e viceversa (RV). Si effettuavano 3 repliche di ciascuna sessione sperimentale (mM; Mm; VR; RV) in nottate distinte e non consecutive. Durante le prove, ogni condizione di illuminazione era mantenuta per 30', tempo più che sufficiente all'acclimatazione dei pesci alle nuove condizioni (Guthrie e Muntz, 1993). L'intensità luminosa veniva variata in modo repentino, coprendo 8 intervalli discreti di illuminazione: 0.2 $\mu Es^{-1}m^{-2}$ (m) – 4 $\mu Es^{-1}m^{-2}$ – 10 $\mu Es^{-1}m^{-2}$ – 20 $\mu Es^{-1}m^{-2}$ – 30 $\mu Es^{-1}m^{-2}$ – 41 $\mu Es^{-1}m^{-2}$ – 53 $\mu Es^{-1}m^{-2}$ – 68 $\mu Es^{-1}m^{-2}$ (M). La lunghezza d'onda veniva variata in modo repentino su tutto lo spettro del visibile, per mezzo di 6 filtri in fogli di gelatina di colore violetto (V), blu, verde, giallo, arancione, rosso (R). Tutte le prove venivano videoregistrate; ciascun esperimento veniva replicato 3 volte a notti alterne, per una durata totale di 720' (esperimenti mM e Mm) e 540' (esperimenti VR e RV). Le videocassette si analizzavano a intervalli randomizzati di ca. 1', per un totale di 21 dati per ciascuna condizione di illuminazione e per ciascuna replica. L'analisi statistica veniva fatta con test non parametrici sui seguenti parametri comportamentali: MNND = valor medio delle distanze tra ciascun individuo e il suo vicino; %E - %A = percentuale di individui nel settore più vicino e più lontano dalla fonte luminosa; %F = percentuale di individui fermi. I dati relativi ad ogni condizione di illuminazione e ad ogni individuo venivano mediati per evitare fenomeni di pseudoreplica.

Risultati

I risultati evidenziano una differenziazione nelle risposte a luci di intensità e lunghezza d'onda variabile, sia a livello intra-specifico che inter-specifico. In particolare, si rileva una distinzione marcata tra la corvina e le altre tre specie. Benché ciascun gruppo di pesci risponda in modo significativo agli stimoli luminosi, la corvina presenta il grado più elevato di reattività e la maggior repulsione nei confronti di luce medio-forte o colorata. Si veda in Fig. 1 l'effetto delle variazioni di illuminazione sulla percentuale media di pesci nel settore più vicino alla luce (E) in a) castagnola (mM, test di Kruskal-Wallis: $p<0.01$; Mm, test di Kruskal-Wallis: $p<0.01$; mM vs Mm, test U di Mann-Whitney: $p<0.01$), b) corvina (mM, test di Kruskal-Wallis: $p<0.01$; Mm, test di Kruskal-Wallis: $p<0.01$; mM vs Mm, test U di Mann-Whitney: $p<0.01$), c) tordo pavone (mM, test di Kruskal-Wallis: $p<0.01$; Mm, test di Kruskal-Wallis: $p<0.01$; mM vs Mm, test U di Mann-Whitney: $p<0.01$) e d) sarago maggiore (mM, test di Kruskal-Wallis: $p<0.05$; Mm, test di Kruskal-Wallis: $p<0.01$; mM vs Mm, test U di Mann-Whitney: NS) ed in Fig. 2 l'effetto delle variazioni di colore sulla percentuale media di pesci nel settore più vicino alla luce (E) in a) castagnola (VR, test di Kruskal-Wallis: $p<0.01$; RV, test di Kruskal-Wallis: $p<0.01$; VR vs RV, test U di Mann-Whitney: $p<0.01$), b) corvina (VR, test di Kruskal-Wallis: $p<0.01$; RV, test di Kruskal-Wallis: $p<0.01$; VR vs RV, test U di Mann-Whitney: $p<0.05$), c) tordo pavone (VR, test di Kruskal-Wallis: $p<0.01$; RV, test di Kruskal-Wallis: $p<0.01$; VR vs RV, test U di Mann-Whitney: $p<0.01$) e d) sarago maggiore (VR, test di Kruskal-Wallis: NS; RV, test

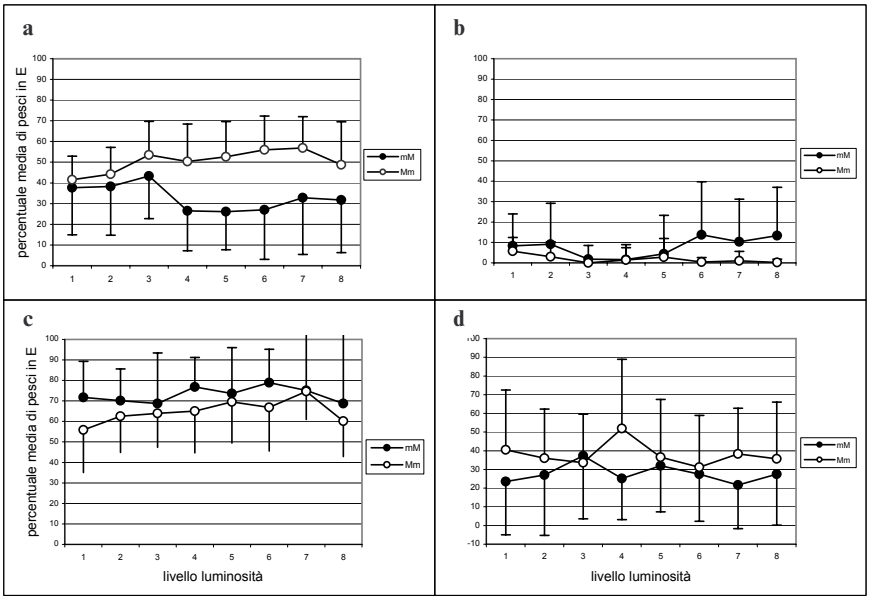


Fig. 1 - Effetto delle variazioni di illuminazione sulla percentuale media di pesci nel settore più vicino alla luce (E) in: a) castagnola; b) corvina; c) tordo pavone); d) sarago maggiore.
Effects of light intensity variations on mean percentage of fish in the area closest to the light source (E) in: a) blue damselfish; b) brown meagre; c) peacock wrasse; d) white seabream.

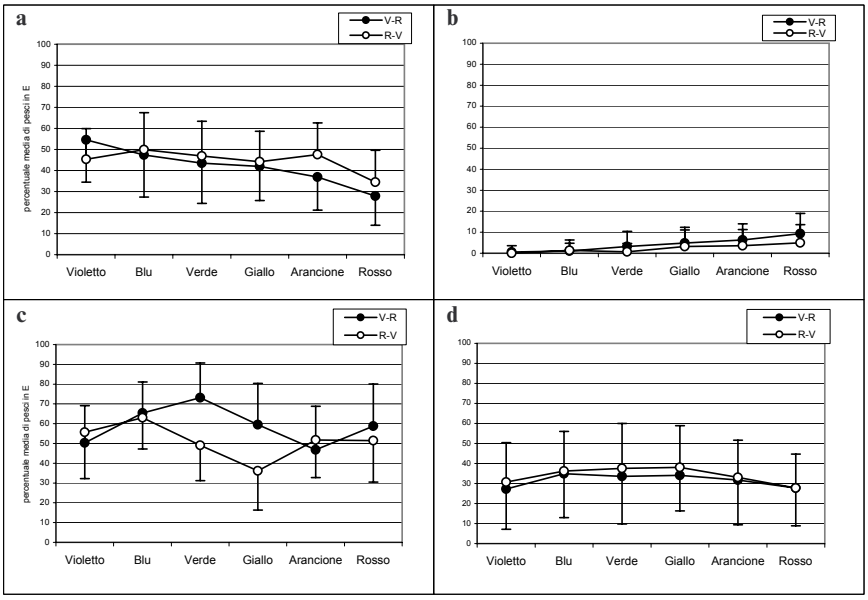


Fig. 2 - Effetto delle variazioni di colore sulla percentuale media di pesci nel settore più vicino alla luce (E) in: a) castagnola; b) corvina; c) tordo pavone; d) sarago maggiore.
Effects of colour variations on mean percentage of fish in the area closest to the light source (E) in: a) blue damselfish; b) brown meagre; c) peacock wrasse; d) white seabream.

di Kruskal-Wallis: $p<0.05$; VR vs RV, test U di Mann-Whitney: NS).

Conclusioni

Tra le specie analizzate, la corvina, pur condividendo gli stessi ambienti con le altre specie, è un predatore dalle abitudini crepuscolari-notturne. Essa risulta la più sensibile al disturbo provocato da fonti luminose artificiali. I parametri relativi alla corvina fungono quindi da fattore limitante nei confronti dell'illuminazione artificiale tollerabile in prossimità dell'area marina protetta e indicano i valori entro cui è necessario contenere le emissioni luminose per ridurre l'impatto sulla fauna marina.

Bibliografia

BEN-YAMI M. (1976) - *Fishing with light*. FAO of the United Nations. Fishing News Books, Oxford: 121 pp.

GUTHRIE D.M., MUNTZ W.R.A. (1993) - *Role of vision in fish behaviour*. In: Pitcher T.J. (ed), *Behaviour of Teleost fishes*. 2nd Ed. Chapman & Hall, London: 89-128.

HELFMAN G.S. (1993) - *Fish behaviour by day, night and twilight*. In: Pitcher T.J. (ed), *Behaviour of Teleost fishes*. 2nd Ed. Chapman & Hall, London: 479-512.

HOBSON E.S., MCFARLAND W.N., CHESS J.R. (1981) - Crepuscular and nocturnal activities of Californian nearshore fishes, with consideration of their scotopic visual pigments and the photic environment. *Fish. Bull*., **79**: 1-30.

MARCHESAN M., SPOTO M., VERGINELLA L., FERRERO E.A. (2005) - Behavioural effects of artificial light on fish species of commercial interest. *Fish. Res.*, **73**: 171-185.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 726-730

D. Marchetto, A. Arizzi Novelli, G. Libralato, C. Losso,
A. Orrù[1], C. Pantani[2], A. Volpi Ghirardini

Dip. di Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari, Campo della Celestia, 2737/b - 30122 Venezia, Italia.
voghi@unive.it
[1]Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Sardegna "G. Pegreffi",
Via Duca degli Abruzzi, 8 - 07100 Sassari, Italia.
[2]Dip. di Scienze Ambientali, Università de L'Aquila, Località Coppito - 67100 L'Aquila, Italia.

APPLICAZIONE DI UNA BATTERIA DI SAGGI ECOTOSSICOLOGICI PER LA VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DEI SEDIMENTI DELL'AREA DEL SULCIS (SARDEGNA SUD OCCIDENTALE)

APPLICATION OF AN ECOTOXICOLOGY BIOASSAYS FOR THE QUALITY EVALUATION OF SEDIMENTS FROM SULCIS (SOUTH-WEST OF SARDINIA)

Abstract

A battery of toxicity bioassays (Microtox® Solid-Phase, embryotoxicity test with bivalves, sperm cell- and embryotoxicity test with sea urchin) has been applied to whole sediments and elutriates from Sulcis-Iglesiente area (South-West of Sardinia, Italy) characterised by environmental pollution. Microtox® test highlighted a toxicity gradient in agreement with sediment heavy metals distribution described in literature; tests on elutriates showed an absent acute toxicity and a sub-chronical toxicity in Matzaccara, Sant'Antioco and Porto Pino sites.

Key-words*: Microtox® Solid-Phase, bivalves, echinoderms, sediment pollution.*

Introduzione

È stata svolta un'attività di indagine per stimare il pericolo di una potenziale esposizione a contaminanti delle specie alieutiche nell'area marino costiera del Sulcis, nell'ambito di un progetto di ricerca in collaborazione con l'Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Sardegna "G. Pegreffi".

L'ambiente di studio fa parte della zona Sulcis-Iglesiente (Sardegna sud occidentale) dichiarata in base al D.P.C.M. 23/04/1993 "Area ad Alto Rischio di Crisi Ambientale" per gli impatti della rilevante attività industriale negli insediamenti di Portovesme e Sant'Antioco, e della passata attività di estrazione mineraria e, in base al D.M. 12/3/2003, sito di interesse nazionale destinato alla bonifica e al ripristino.

Lo studio del livello di esposizione alla contaminazione ambientale biodisponibile è stato realizzato su campioni di sedimento, prelevati in siti disposti lungo la linea di costa in prossimità e a sud di Portovesme. È stata applicata una batteria di saggi ecotossicologici che impiega specie rappresentative degli ambienti marino-costieri a diversi livelli evolutivi e che hanno ampio riconoscimento a livello internazionale: batteri bioluminescenti (*Vibrio fischeri*) (Nendza, 2002), embrioni di bivalvi (*Mytilus galloprovincialis* e *Crassostrea gigas*) (ICES, 2003; ASTM, 1998) e gameti ed embrioni di echinodermi (*Paracentrotus lividus*) (ICES, 2003; US EPA 1994, 1995). I saggi biologici sono stati effettuati su campioni di sedimento tal quale con *V. fischeri* e sulla matrice elutriato con tutti gli altri organismi test.

Materiali e metodi

Le aree di campionamento sono situate lungo il tratto di costa compreso tra Portoscuso a Nord e Porto Pino a Sud (Fig. 1). A nord, Portovesme (1-PV), Punta S'Aliga (2-PSAL), Matzaccara (3-MTZ) e Sant'Antioco (4-SANT) sono caratterizzati da un potenziale impatto delle attività industriali; a sud, Porto Botte (5-PB) e Porto Pino (6-PP) sono stati individuati come possibili siti di riferimento. Le potenziali sorgenti di degrado sono da identificarsi nelle attività legate allo sfruttamento minerario, prevalente in passato, dell'entroterra (giacimenti di Pb, Zn, Cu, Ag, e Fe, barite, argilla bentonica, lignite e carbone) e più recentemente (anni '60) alle attività industriali dei poli di Portovesme e Sant'Antioco. I siti di campionamento sono stati disposti lungo la linea di un ipotetico gradiente di contaminazione stabilito sulla base di dati chimici di letteratura che individuano la zona di maggior contaminazione nella sacca formata tra la costa e l'isola di S. Antioco (Vacca e Montau, 2001). I campioni di sedimento sono stati prelevati in giugno 2003 (0603), in dicembre 2003 (1203) e in settembre 2004 (0904). I campionamenti, effettuati da operatori subacquei, hanno previsto l'unione di 5 carote di 10 cm di diametro a 5 cm di profondità secondo uno schema a croce greca inscrivibile in un cerchio di 10 metri di raggio. I campioni, stoccati in barattoli di PET a 4 °C, sono stati trattati per la caratterizzazione fisica (% di umidità e di sostanza organica e granulometria) e per la preparazione degli elutriati a 30' (USEPA, 1991) e a 24 h (Volpi Ghirardini *et al.*, 2003). La preparazione delle matrici per il test è stata effettuata entro le 48 ore successive al fine di evitare alterazioni qualitative del campione legate ad una prolungata conservazione. Dopo l'acquisizione del dato sull'umidità è stata avviata la procedura di elutriazione; entro le 96 ore dal campionamento sono stati eseguiti i saggi che richiedevano l'utilizzo del sedimento tal quale (Microtox® Solid-Phase), mentre l'elutriato è stato stoccato in barattoli di PE e congelato a –18 °C sino all'esecuzione dei test di tossicità.

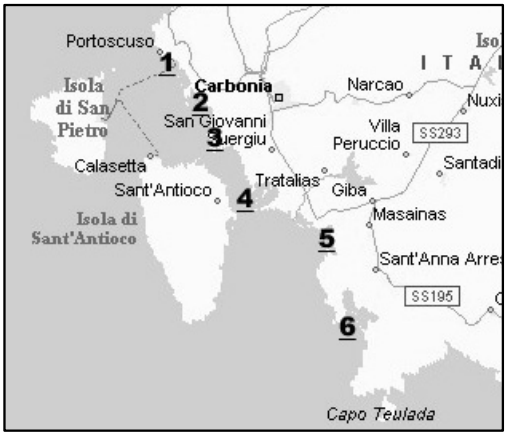


Fig. 1 - Siti di campionamento. 1 = Portovesme (PV); 2 = Punta S'Aliga (PSAL); 3 = Matzaccara (MTZ); 4 = Sant'Antioco (SANT); 5 = Porto Botte (PB); 6 = Porto Pino (PP).
Sampling sites. 1 = Portovesme (PV); 2 = Punta S'Aliga (PSAL); 3 = Matzaccara (MTZ); 4 = Sant'Antioco (SANT); 5 = Porto Botte (PB); 6 = Porto Pino (PP).

Il test Microtox® (Solid-Phase Test) è stato applicato al sedimento tal quale mediante la dispersione in una soluzione di NaCl al 20‰ con tampone fosfato pH 6,6 secondo l'applicazione del protocollo Volpi Ghirardini *et al.* (1998). I dati sono riportati come TU50 per i campioni per cui è possibile calcolare l'EC50, mentre per gli altri sono riportate le percentuali di effetto della maggiore concentrazione solo se superiori a 20%.

I test di embriotossicità con i bivalvi sono stati effettuati con *M. galloprovincialis* e *C. gigas* secondo il metodo proposto da His *et al.* (1997), mentre i test di spermiotossicità e di embriotossicità sono stati effettuati con il riccio di mare *P. lividus* (Volpi Ghirardini *et al*., 2005). I risultati sono stati espressi come EC50 con i rispettivi limiti fiduciali secondo il metodo Trimmed Spearman-Karber (ASTM, 1998) e per i campioni meno tossici, come percentuale di effetto calcolata sulla matrice non diluita (Volpi Ghirardini *et al*., 2003). L'accettabilità dei risultati è stata verificata attraverso gli standard di riferimento (controllo positivo) $ZnSO_4$ e $Cu(NO_3)_2$ rispettivamente per il test Microtox e per i test con riccio di mare e mitilo.

Risultati

I campioni sono classificabili come sabbiosi (Shepard, 1954) e presentano caratteristiche sedimentologiche molto simili. I risultati ottenuti con il test Microtox® Solid-Phase (per tutti i campioni si è avuto un valore di $R^2>0,95$) permettono di suddividere le stazioni di campionamento in tre gruppi relativamente ai dati ottenuti nel presente studio: un primo gruppo, PV, PSAL e PP.0603, con assenza di effetti rilevabili, un secondo, PP.1203 e PB, ed un terzo, MTZ e SANT, che sono nettamente distinguibili per valori di TU50 che si differenziano per uno o due ordini di grandezza. (Fig. 2a). Si individua un gradiente di tossicità che trova analogie con il gradiente di concentrazione Nord-Sud individuabile nelle mappe di distribuzione dei metalli pesanti prodotte in precedenti studi (Vacca e Muntau, 2001) dove le aree che corrispondono alle stazioni PV (1), PSAL (2) e MTZ (3) presentano i seguenti intervalli di concentrazione espressi in ppm per Zn, Pb, Cu, Cd e Ni: PV ([Zn] 150-200; [Pb] 40-60; [Cu] 7-10; [Cd] 0.250.50; [Ni] 10-12), PSAL ([Zn] >250; [Pb] 80-100; [Cu] 10-13; [Cd] 0.75-1; [Ni] 10–12) e MTZ ([Zn] >250; [Pb] >100; [Cu] > 19; [Cd] > 1.25; [Ni] >12).

I risultati preliminari relativi ai saggi sugli elutriati riguardano il test di spermiotossicità con il riccio e di embriotossicità con il mitilo. Per il primo test, la tossicità acuta è da ritenersi trascurabile per tutti i campioni, mentre per il secondo è stata evidenziata una maggiore sensibilità e la capacità di discriminare tra risposte tossiche sia di diverse campagne che di diversi tempi di elutriazione. Il test con il mitilo indica PV (1), PSAL (2) e PB (5) come le stazioni in cui l'elutriato non provoca effetti e conferma MTZ (3) e SANT (4) come le più tossiche. Infatti per queste due stazioni si sono ottenuti dati di EC50 nella seconda e terza campagna, (MTZ 1203 = 45,2 ± 3.9%; SANT 0904 = 49,8 ± 2.7 a 30' e 34,5 ± 2.6% a 24 h) rispettivamente. Inoltre i risultati ottenuti con questo test evidenziano che PP ha una tossicità alta (PP 1206 = 56,0 ± 3.5% a 30') paragonabile ai due siti con maggiore contaminazione (Fig. 2b). In generale riguardo alle metodiche di elutriazione utilizzate si osserva che i 30' di agitazione sembrerebbero essere sufficienti ad evidenziare la tossicità della maggior parte dei sedimenti indagati anche se l'elutriato ottenuto a 24 h ha dato un maggiore effetto nelle stazioni MTZ (prima e terza

campagna) e SANT (seconda campagna) e sempre per quest'ultima ha dato una maggiore tossicità nella terza campagna.

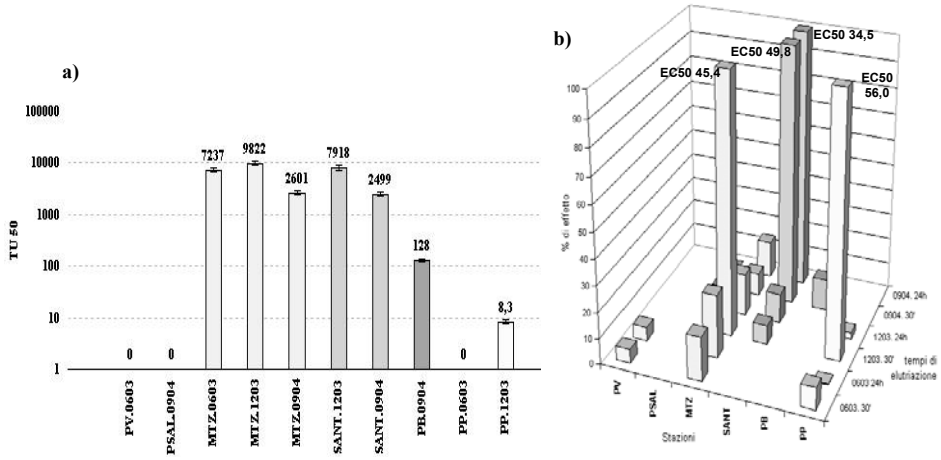


Fig. 2 - Risultati del test Microtox® (Solid-Phase) espressi come TU 50 (a) e risultati del test di embriotossicità con *M. galloprovincialis*, applicato all'elutriato ottenuto a 30' e 24 h di agitazione, espressi come % di effetto (dove calcolabili sono riportati i valori di EC50) (b).

Results of Microtox® (Solid-Phase) reported as TU 50 (a) and results of embryotoxicity test with M. galloprovincialis *applied to elutriates at 30' and 24 h from sediments of all the sampling campaigns. The results are reported as percentage of effects and where calculable as EC50 (b).*

Conclusioni

I saggi di tossicità applicati si sono rivelati utili strumenti per la biovalutazione dell'ambiente di studio. I risultati ottenuti hanno evidenziato una tossicità acuta del sedimento tal quale (test Microtox® Solid-Phase) in accordo con la distribuzione dei metalli pesanti descritta in letteratura e una tossicità sub-cronica dell'elutriato (test di embriotossicità con il mitilo) non solo nelle stazioni di Matzaccara e Sant'Antioco, come prevedibile, ma anche nel sito Porto Pino, potenziale sito di riferimento. Nel contesto generale del progetto di ricerca, l'uso di una batteria di saggi biologici ha fornito una stima del potenziale pericolo a cui le risorse alieutiche sono soggette attraverso la valutazione degli effetti tossici su organismi test opportunamente selezionati sulla base della significatività ecologica e della presenza di protocolli di esecuzione riconosciuti a livello nazionale ed internazionale che garantiscano la qualità dei dati ottenuti. L'applicazione di tali metodologie di indagine ha permesso l'individuazione non tanto delle possibili cause ma delle entità degli stress ambientali e, quindi, gli effetti che questi possono esercitare sulla risorsa da tutelare.

Bibliografia

ASTM (1998) - Standard guide for conducting static acute toxicity tests starting with embryos of four species of saltwater bivalve molluscs. E 724-98: 21 pp.

HIS E., SEAMAN R.N.L., BEIRAS R. (1997) - A simplified bivalve larval bioassay method for seawater quality assessment. *Water Res.*, **31**: 351-355.

ICES (2003) – Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment, 2003. *ICES Cooperative Research Report*, **263**: 227 pp.

NENDZA M. (2002) - Inventory of marine biotest methods for the evaluation of dredged material and sediments. *Chemosph.*, **48**: 865-883.

SHEPARD F.P. (1954) - Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *J. Sed. Petrol.,* **24**: 151-158.

US EPA (1991) - Evaluation of dredged material proposed for ocean disposal (testing manual). EPA 503/8-91/001.

U.S. EPA (1994) - Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving water to marine and estuarine organisms. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. 600/4-91/003.

U.S. EPA. (1995) - Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving water to West Coast marine and estuarine organisms. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. 600/R-95/136.

VACCA S., MUNTAU H. (2001) - Valutazione Preliminare dello Stato di Inquinamento dei Suoli, delle Acque e dei Sedimenti Marini nella Zona ad Alto Rischio Ambientale di Portoscuso. Definizione di un Sistema di Controllo Permanente della Contaminazione Ambientale nell'Ambito del Sistema Informativo Nazionale Ambientale (SINA), Istituto dell'Ambiente Centro Comune di Ricerca, Commissione Europea (EUR 19045 IT).

VOLPI GHIRARDINI A., GHETTI P.F., DI LEO V., PANTANI C. (1998) - Microtox solid phase bioassay in sediment toxicity assessment. *Vehr. Internat. Erein. Limnol.*, **26**: 2393-2397.

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A., LOSSO C., GHETTI P.F. (2003) - Sea urchin toxicity bioassays for sediment quality assessment in the Lagoon of Venice (Italy). *Chem. Ecol.*, **19** (2-3): 99-111.

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A., LOSSO C., GHETTI P.F. (2005) - Sperm cell and embryo toxicity tests using the sea urchin *Paracentrotus lividus* (LmK). In: *Techniques in Aquatic Toxicology,* CRC Ed., **8**: 147-168.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 731-733

D. Matarazzo, F. Fiori, R. Gramolini, M. Maffei, N. Mietti, G. Prioli

M.A.R.E. S.c.r.l., Via E. Toti, 2 - 47841 Cattolica (RN), Italia.
dmatarazzo@coopmare.com

STUDIO DI UN BANCO NATURALE DI *OSTREA EDULIS* (L., 1758) IN ADRIATICO CENTRO-SETTENTRIONALE E PROVE DI AFFINAMENTO IN SOSPENSIONE

STUDY ON A NATURAL OSTREA EDULIS *(L., 1758) BED IN CENTRAL ADRIATIC SEA AND FINISHING TECHNIQUE TEST*

Abstract

The aim of this study were to assess the distribution of Ostrea edulis *(L., 1758) on a natural oyster bed, placed in the Central Adriatic Sea, and test the 'finishing' technique for the improvement on the quality of the shellfish. The trawl survey confirmed the existence of a recently formed natural bed, with 163 t of total biomass estimated. The finishing tests reaped encouraging results both in survival rate, microbiological and toxicological levels.*

Key-words: Ostrea edulis, *oyster fisheries, oyster culture, Adriatic Sea.*

Introduzione

In questo lavoro sono presentati i risultati di una ricerca conclusa nell'ottobre 2004, realizzata con il contributo del MiPAF nell'ambito del VI Piano Triennale. Scopo di questo studio è stato eseguire una prima valutazione dell'abbondanza dell'ostrica piatta (*Ostrea edulis* L., 1758) su un banco naturale recentemente rinvenuto nelle acque antistanti il tratto costiero tra la Romagna e le Marche in una fascia compresa tra 2,5 e 6 MN di distanza dalla costa, e sperimentare l'affinamento di questi molluschi, mantenendoli in sospensione per circa tre mesi presso un impianto di mitilicoltura situato in mare aperto, al fine di salvaguardare una risorsa ormai in via di esaurimento, garantirne una disponibilità continua nel tempo e avviare un percorso di diversificazione per la molluschicoltura.

Materiali e metodi

Nel periodo dicembre 2002–marzo 2003 si è svolta la campagna di pesca per mezzo di un peschereccio a strascico, armato con una coppia di rapidi. Questa si è effettuata nel Compartimento marittimo di Pesaro, lungo 4 transetti perpendicolari alla costa, per un numero complessivo di 22 pescate di lunghezza pari a circa 2,7 MN ognuna e distanziate in un intervallo batimetrico compreso tra 12 e 15 metri. Tutti i dati sulla campagna di pesca sono stati archiviati in un data-base di Ms-Access e, con l'ausilio del software GIS ESRI ArcView GIS ver. 3.2, si è prodotta una serie di mappe tematiche. Si sono inoltre calcolati gli indici di densità e di biomassa (Cochran, 1977) per le singole stazioni e la distribuzione spaziale, secondo tre strati stabiliti sulla base della distanza dalla costa.

Le prove di affinamento, effettuate su ostriche provenienti dal medesimo banco e destinate alla commercializzazione, sono state condotte su di un impianto long-line situato a 1,5 MN dalla costa. Quali contenitori sono stati adottati delle "lan-

terne cinesi", costituite da 7 piani ciascuna e aventi Ø 50 cm e larghezza di maglia di 3 cm. All'interno delle 16 lanterne utilizzate per la sperimentazione sono stati posizionati complessivamente 300 kg di ostriche, con una densità di circa 30 individui a piano. Le due prove si sono svolte rispettivamente nei periodi gennaio-aprile 2003 e marzo-giugno 2003.

Risultati

Per quanto riguarda le analisi quantitative, le pescate più significative sono risultate quelle più prossime alla costa, con un gradiente decrescente costa-largo, soprattutto nella parte più settentrionale dell'area indagata. La biomassa per l'intera area è stata stimata in circa 163 t, con rendimenti medi di circa 570 kg/km^2. Il banco risultava di recente costituzione. Oltre il 60% delle ostriche presentava una taglia inferiore a 60 mm, che in biomassa rappresentava circa il 50% del valore complessivo, mentre il 91% della biomassa complessiva era costituito da individui il cui peso non superava i 65 g. La media della lunghezza e del peso calcolati su 1.392 individui di *O. edulis* provenienti dal banco in esame, sono risultati rispettivamente 58,6±7,8 mm e 40,9±14,8 g. Le successive analisi statistiche hanno mostrato differenze significative ($p<0,05$) nelle distribuzioni di lunghezza e peso sia tra i diversi transetti che tra le diverse cale. Gli individui provenienti dall'area prospiciente Fano risultavano avere lunghezza e peso medio superiori rispetto a quelli delle altre zone ($p<0,05$) e una più alta concentrazione di individui di medie dimensioni. Le ostriche mostravano lunghezza e peso medio maggiori quando provenienti dalle cale più al largo ($p<0,05$). Il valore medio del contenuto in carne è stato calcolato in 7,8±1,4%, senza che si sia evidenziata alcuna particolare associazione tra le ostriche provenienti dai diversi transetti. Dal punto di vista microbiologico tutti i campioni analizzati rispettavano i requisiti fissati nel D.L. 530/92, mentre il contenuto in sabbie medio di *O. edulis* provenienti dal banco naturale è risultato pari a 3,1±1,1 g/1.000 g di peso fresco, in accordo con quanto verificato da Prioli *et al.* (in stampa) sullo stesso banco.

Durante il finissaggio la sopravvivenza delle ostriche si è mantenuta su valori superiori al 95%. Sia gli indici microbiologici che quelli tossicologici si sono mantenuti sotto i limiti indicati dalla normativa vigente (D.L.530/92 e D.M. 16/05/2002) e senza oscillazioni di rilievo nei periodi osservati. Il contenuto in sabbie, in entrambe le prove condotte, già dopo una settimana di mantenimento in sospensione, è sceso rispettivamente da 2,1 g/1.000 g e 2,6 g/1.000 g, a valori inferiori a 0,5 g/1.000 g.

Conclusioni

Dallo studio del banco è emerso che la fascia più abbondante di ostriche risulta essere localizzata all'interno delle 3 MN, interdetta alla pesca a strascico, mentre la presenza di un maggior numero di individui giovanili fa pensare ad un reclutamento piuttosto recente. Da questo emerge la necessità di salvaguardare questa risorsa da una pesca indiscriminata, favorendo forme di gestione tra i pescatori.

I risultati soddisfacenti ottenuti dalle prove di finissaggio potrebbero costituire un'ulteriore soluzione per la tutela di questa risorsa, fornendo un prodotto con caratteristiche qualitative elevate e garantendo, allo stesso tempo, la disponibilità dello stesso nell'intero arco dell'anno.

Bibliografia

COCHRAN W.G. (1977) – *Sampling Techniques*. 3st Ed. John Wiley and Sons, New York.

PRIOLI G., MAFFEI M., GIULINI G., MATARAZZO D., PASINI M. (in stampa) – Studio volto al miglioramento della produzione della specie autoctona ostrica piatta (*Ostrea edulis*) tramite l'individuazione di in disciplinare di produzione e l'adozione di tecniche di raccolta ecocompatibili e responsabili. Rapporto tecnico-Regione Emilia-Romagna L.3/79.

Il presente lavoro è stato condotto con il contributo del Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, Direzione Generale della Pesca e dell'Acquacoltura, Legge 41/82 – VI Piano Triennale.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 734-736

M. Mistri, C. Munari

Dipartimento di Biologia, Sezione di Biologia Evolutiva, Università di Ferrara,
Via L. Borsari, 46 - 44100 Ferrara, Italia.
msm@unife.it

LE RISORSE BIOLOGICHE DEL CANALE LOGONOVO (VALLI DI COMACCHIO)

BIOLOGICAL RESOURCES IN THE LOGONOVO CHANNEL (VALLI DI COMACCHIO)

Abstract

The benthic resources of the Logonovo Channel (northern Adriatic Sea) were monitored in December 2004 by means of different sampling techniques. Along the main axis of the channel, seven stations were sampled with a Van Veen grab, while four transect with a professional hydrorake. The benthic community resulted differentiated and well structured, with many taxa well represented. Manila clam beds and oyster reefs were unhomogeneously distributed along the channel. Clams made up to the 30% in wet weight of the benthic material.

Key-words*: macrobenthos, clam fisheries, oyster reefs, Adriatic Sea.*

Introduzione

Il Canale Logonovo è un canale lungo circa 2 km, che limita a nord il sistema di regimazione delle Valli di Comacchio e divide il Lido Estensi dal Lido Spina. L'intero corso del Logonovo è classificato di categoria "A", con acque nelle quali è autorizzata la pesca dei molluschi eduli lamellibranchi. A detta dei pescatori locali il canale è "infestato" da ostriche vive e letti di valve delle stesse, al punto da rendere poco remunerativa la raccolta del prodotto di interesse commerciale, la vongola *Ruditapes philippinarum* Adams e Reeve, 1850. Il Logonovo è inoltre il principale canale adduttore delle Valli di Comacchio (zona SIC e ZPS), ed il mantenimento della sua officiosità e la valutazione della biodiversità bentonica, a prescindere dalle attività economiche che ivi vi vengono svolte, è di interesse primario agli Amministratori locali. Difatti, le comunità bentoniche delle Valli di Comacchio sono soggette a stress cronico riconducibile principalmente alla ridotta vivificazione (Mistri, 2002; Munari *et al*., 2003). Argomento della presente nota è la valutazione delle risorse macrobentoniche e di interesse commerciale presenti nel suddetto canale, al fine di una riconsiderazione gestionale.

Materiali e metodi

La valutazione delle risorse è stata condotta utilizzando tecniche di campionamento diversificate e tra loro complementari, allo scopo di fornire una valutazione sia delle risorse biologiche in toto, che delle risorse di valore commerciale. L'attività di campionamento è stata svolta nel mese di dicembre 2004. La valutazione delle risorse biologiche è stata eseguita utilizzando una benna Van Veen, presso 7 stazioni poste lungo l'asse principale del canale (Fig. 1). Per la valutazione della risorsa di interesse commerciale, ed al fine di dare una più precisa stima dell'ammontare delle ostriche (*Crassostrea gigas* Thunberg, 1793), presenti in quantità considerevole sia come esemplari vivi che come gusci (da qui in poi genericamente definiti "capulerio") proprio laddove l'attività di raccolta delle

vongole viene effettuata, e cioè nel tratto centrale del canale, si è proceduto alla raccolta del materiale presente nel fondale mediante attrezzature professionali da pesca (idrorasche) lungo 4 ulteriori transetti.

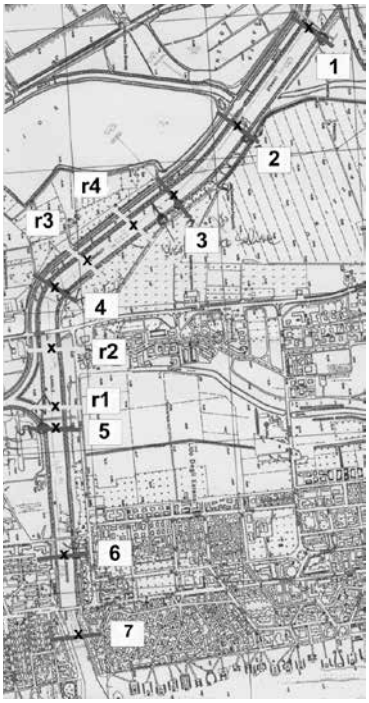


Fig. 1 - Mappa del Canale Logonovo con evidenziate le stazioni (da 1 a 7) ed i transetti (da r1 a r4) di campionamento.

Map of Logonovo Channel: sampling stations (from 1 to 7) and transects (from r1 to r4) are evidenced.

Risultati

Nelle 7 stazioni campionate, sono stati raccolti complessivamente 40 taxa animali. Di questi, 9 taxa appartengono al phylum Mollusca (7 Bivalvia e 2 Gastropoda), 15 al phylum Annelida, e 12 al phylum Crustacea. I taxa maggiormente abbondanti sono risultati gli Oligocheti ed il Polichete *Streblospio shrubsolii* Buchanan, 1890. Altri taxa ben rappresentati (Balanidi ed un Antozoo predatore, *Calliactis parasitica* Couch, 1838) sono strettamente associati ai letti di ostriche. Il gruppo dei Bivalvi è caratterizzato dalla netta dominanza della vongola *R. philippinarum*, sia in dimensioni commerciabili che come seme. Di interesse risulta la distribuzione spaziale di 2 ulteriori specie, *Cerastoderma glaucum* Poiret, 1789 e *Lentidium mediterraneum* O.G. Costa, 1839. La prima è una specie tipicamente salmastra che predilige le valli interne, e la si trova nella parte "alta" del Logonovo (stazioni 1-5), mentre la seconda, tipicamente marina, la si ritrova con buone abbondanze esclusivamente nelle ultime due stazioni (6 e 7), caratterizzate da una maggior influenza del mare. Tale suddivisione del canale in due zone a differente influenza viene confermata dalla distribuzione di numerosi Policheti (*S. shrubsolii*, *Polydora ciliata* Johnston, 1838, *Neanthes succinea* Frey e Leuchart, 1847, *Prionospio cirrifera* Wiren, 1883), presenti in elevate abbondanze nelle stazioni 1-5 (quelle a maggior influenza salmastra), rispetto alle stazioni 6-7 (a maggior influenza

marina). Di ulteriore interesse è il ritrovamento di 2 specie esotiche di recentissima apparizione nelle lagune alto-adriatiche, il mitilide *Musculista senhousia* Benson in Cantor, 1842, ed il decapode *Rhithropanopeus harrisii* Gould, 1841. I dragaggi mediante idrorasca hanno evidenziato come, sia i banchi di vongole che i letti di ostriche siano distribuiti in maniera non omogenea. I letti di ostriche sono costituiti per oltre il 70% in peso da valve e frammenti di valva di *C. gigas* di varie dimensioni, da meno di 1 ad oltre 10 cm di lunghezza. La vongola verace, in termini ponderali, costituisce una percentuale compresa tra il 17 ed il 30% del materiale presente sul fondale. La quantità di capulerio può arrivare fino a circa 30 kg m^{-2}.

Conclusioni

Considerando le risorse biologiche in toto, il Logonovo può essere suddiviso in due tratti differenti. Il tratto compreso tra le stazioni 1 e 5 presenta una fauna tipicamente lagunare, mentre la stazione 7 si caratterizza per una fauna a maggior vocazione marina. La stazione 6 sembra insistere su di un'area di transizione. A parte quest'ultima, tutte le stazioni monitorate presentano un buon complemento specifico ed una relativamente elevata diversità. Il Logonovo, a causa delle caratteristiche ambientali che lo caratterizzano, si dimostra adeguatamente idoneo all'allevamento della vongola. Le medesime caratteristiche, tuttavia, sono estremamente favorevoli anche per altre specie, quali l'ostrica *C. gigas*, la cui presenza in elevate abbondanze causa non poche difficoltà all'attività di venericoltura. Di interesse è il fatto che il capulerio costituito da grandi esemplari e/o gusci vuoti di ostrica siano considerati di impedimento alla raccolta della vongola. Tale materiale, una volta raccolto durante le normali operazioni di pesca, viene accumulato sulle sponde del Canale stesso, creando problemi di natura estetica e sanitaria, oppure viene caricato sulle imbarcazioni e gettato in mare. Diverso utilizzo ha invece il capulerio di piccole dimensioni (quello la cui taglia è inferiore a circa 2 cm). Questo materiale include una quantità di seme di vongola vivo che non viene ritenuto dalle macchine vagliatrici per la cernita del pescato, e conseguentemente viene rigettato nel Canale. È necessario rimarcare il fatto che ciò che viene considerato di "fastidio" alla venericoltura (i gusci di ostriche) in realtà gioca un ruolo non secondario nella diversificazione faunistica del benthos. I letti di ostriche, infatti, costituiscono un substrato secondario sul quale si possono insediare organismi (per esempio *C. parasitica* e *Balanus* Da Costa, 1778) che al contrario avrebbero difficoltà ad insediarsi su substrati incoerenti, oltre a modificare e ad implementare la strutturazione architettonica del fondale creando microhabitat che possono fungere da rifugio (per esempio dalla predazione) per numerose specie. Tutto ciò contribuisce alla coesistenza nel medesimo ambiente di un maggior numero di taxa animali, alla miglior strutturazione della comunità bentonica e, in ultima analisi, all'incremento della biodiversità.

Bibliografia

MISTRI M. (2002) – Persistence of benthic communities: a case study from the Valli di Comacchio, a Northern Adriatic lagoonal ecosystem (Italy). *ICES J. Mar. Sci*., **59**: 314-322.

MUNARI C., MODUGNO S., GHION F., CASTALDELLI G., FANO E. A., ROSSI R., MISTRI M. (2003) - Recovery of the macrobenthic community in the Valli di Comacchio, northern Adriatic Sea, Italy. *Oceanol. Acta*, **26**: 67-75.

Questo lavoro è stato supportato dal Consorzio del Parco Regionale del Delta del Po dell'Emilia Romagna.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 737-740

E. Molin, F. Maggiore*, M. Zanella

Thetis SpA, Castello, 2737/f - 30122 Venezia, Italia.
molin.e@thetis.it
*CNR-ISMAR, Venezia, Italia.

STIME DI BIOMASSA DI *TUBULARIA CROCEA* (AGASSIZ, 1862) MEDIANTE MONITORAGGIO FOTOGRAFICO IN UN'AREA A BARRIERE ARTIFICIALI NEL NORD ADRIATICO

BIOMASS ESTIMATION OF TUBULARIA CROCEA *(AGASSIZ, 1862) BY A PHOTOGRAPHIC METHOD IN AN ARTIFICIAL AREA IN THE NORTH ADRIATIC SEA*

Abstract

In the framework of the project "Intervento 72 – Campo Sperimentale in Mare" promoted by Regione Veneto it was developed a low impact technique to monitor the benthic macrofauna. During the first campaign in February 2004, photo of Tubularia crocea *were taken. Some colony were collected to estimate the biomass; the goal is the evaluation of biomass through photographic technique.*

Key-words*: diving surveys, underwater photography, benthos, biomass.*

Introduzione

Nell'ambito del Programma "Campo sperimentale in mare - intervento 72" della Regione Veneto, realizzato dall'Osservatorio Alto Adriatico di ARPAV nel novembre 2003, sono state posizionate, a circa due miglia dalla foce del fiume Sile, due strutture di forma piramidale costituite da cubi in cemento di 2 m di lato, di cui 4 come base e una posta superiormente. Nella piramide posta ad ovest del campo sono stati monitorati fotograficamente gli organismi appartenenti alla megafauna (Gage e Tyler, 1991) al fine di effettuare una stima della loro biomassa. Le attività di campionamento hanno compreso tre campagne di raccolta dei campioni, di cui una effettuata ad inizio del mese di febbraio 2004, la seconda effettuata a fine luglio 2004, la terza nel mese di ottobre 2004.

Materiali e metodi

Il campionamento ha previsto la raccolta di fotografie su tre aree fisse di 1500 cm^2 ciascuna site sulla superficie orizzontale della piramide occidentale. Le foto sono state eseguite con una Nikonos V ed un distanziatore metallico di forma troncopiramidale su cui viene posizionata la macchina fotografica. Vengono riportati i risultati preliminari ottenuti dalle fotografie scattate e dagli organismi raccolti durante la prima campagna di febbraio 2004.

La metodica seguita ha previsto analisi su materiale raccolto e su materiale fotografico.

Colonie di *Tubularia crocea* sono state raccolte nell'area adiacente a quelle fotografate per l'identificazione e per effettuare misure biometriche e di biomassa.

Le fotografie sono state digitalizzate e analizzate al PC con il SW Autocad 2004 al fine di rilevare le specie presenti e per determinare l'area di copertura delle colonie di *T. crocea*.

Per le colonie raccolte è stata misurata l'area di copertura ed il numero di individui (idrocaule+polipo); sono, inoltre, state effettuate misure di lunghezza, peso umido e peso secco su ogni individuo. In seguito i singoli individui sono stati suddivisi in base alle loro dimensioni in classi di peso secco. È stata quindi ricavata la correlazione tra le aree di copertura ed il numero di individui la cui retta è stata utilizzata per stimare il numero di individui nei tre quadrati fotografati.

Assumendo che la distribuzione dimensionale degli individui fotografati sia comparabile con quella degli animali raccolti e analizzati in laboratorio, è stato possibile stimare la biomassa moltiplicando il numero stimato di individui appartenenti alle diverse classi di peso per il valore medio di biomassa in peso secco delle classi stesse.

Risultati

La superficie campionata è risultata colonizzata quasi esclusivamente da colonie di Idrozoi appartenenti alla specie *Tubularia crocea*.

La densità media degli individui raccolti è risultata pari a 0.96 ind/mm², la loro lunghezza media pari a 28.5 mm mentre la loro biomassa media come peso secco è pari a 1.23 mg. La distribuzione dimensionale degli individui, riportata in Tab. 1, evidenzia come il 47% degli stessi abbia una biomassa in peso secco compresa tra 0.14 e 0.67 mg, mentre il range di variazione totale è compreso tra 0.14 e 3.86 mg.

Tab. 1 - Distribuzione del peso secco degli individui analizzati in laboratorio (n=49).
Dry weight distribution of the organisms measured in laboratory (n=49).

Classe in mg (p.s.)	*Frequenza*	*% cumulativa*
0 - 0.14	1	2%
0.15 - 0.67	22	47%
0.68 - 1.20	9	65%
1.21 - 1.73	5	76%
1.74 - 2.26	6	88%
2.27 - 2.79	4	96%
2.80 - 3.33	0	96%
3.34 - 3.86	2	100%

L'equazione della retta di correlazione tra area di copertura e numero di individui presenti (ln n° individui=0.11838+09822 ln area in mm²), è risultata statisticamente significativa per α=0.01 (R=0.999, n=8).

Nelle tre aree fotografate le colonie hanno raggiunto un valore medio di copertura pari a 17.8% (Tab. 2). Grazie all'equazione della retta è stato possibile stimare una presenza di individui sulle tre aree compresa tra i 142009 e i 162360 ind/m² ed una biomassa compresa tra i 156.84 e i 218.29 g/m² (Tab. 3). Nella Tab. 3 vengono riportati inoltre il numero di individui e la loro biomassa ripartiti nelle diverse classi di peso per le aree fotografate.

Tab. 2 - Area in cm² occupata da *Tubularia crocea* nelle tre superfici fotografate (Q1, Q2 e Q3) e relativa percentuale di copertura.
Coverage in cm² and in percentage of Tubularia crocea *in the three photographic samples (Q1, Q2 e Q3).*

Area fotografata	Area di copertura (cm²)	% di copertura
Q1	316.9	21.1
Q2	259.4	17.3
Q3	226.3	15.1
media	267.5	17.8
dev. St	45.8	3.1

Tab. 3 - Ripartizione del numero di individui e della loro biomassa in classi di peso secco nelle tre aree fotografate (Q1, Q2 e Q3), valori cumulativi e totali su m².
Dry weight class partition of individuals number and their biomass in the three photographic samples (Q1, Q2 e Q3), cumulated values and totall m².

Classi di peso mg	*% cumulativa*	*Q1 n° ind.*	*Q2 n° ind.*	*Q3 n° ind.*	*Q1 p.s. (g)*	*Q2 p.s. (g)*	*Q3 p.s. (g)*
0 - 0.14	2%	593	487	426	0.042	0.034	0.030
0.15 - 0.67	47%	13910	11426	9994	5.44	4.47	3.91
0.68 - 1.20	65%	19358	15901	13908	10.55	8.67	7.58
1.21 - 1.73	76%	22384	18387	16083	14.99	12.32	10.77
1.74 - 2.26	88%	26016	21371	18692	22.26	18.28	15.99
2.27 - 2.79	96%	28438	23360	20432	28.39	23.32	20.40
2.80 - 3.33	96%	28438	23360	20432	28.39	23.32	20.40
3.34 - 3.86	100%	29648	24354	21301	32.74	26.90	23.53
Valori totali su m²		*n° ind./m²*	*n° ind./m²*	*n° ind./m²*	*p.s. g/m²*	*p.s. g/m²*	*p.s. g/m²*
		197654	162360	142009	218.29	179.31	156.84

Conclusioni

In uno studio di dinamica di popolazione di *Eudendrium glomeratum* Picard in mar Ligure, Boero *et al.* (1986) riportano un valore massimo di biomassa in peso umido di 5 gr/m² utilizzando una funzione matematica che calcola il peso umido delle colonie da misure di altezza effettuate in situ; tale valore è enormemente più basso di quello ottenuto in questo lavoro per *T. crocea*. Tenendo conto delle diverse unità di campionamento (1 m² per *E. glomeratum*, 0,15 m² per *T. crocea*), il valore di biomassa *T. crocea* ricondotto al m² potrebbe essere sovrastimato rispetto alla sua reale presenza. Sembra più idoneo un confronto con uno studio di Mizzan e Moretti (1992) condotto su pannelli posti all'imboccatura della laguna di Venezia; dopo un mese di installazione dei pannelli, *T. crocea* raggiunge valori di biomassa in peso umido fra 460 a 1328 gr/m²; l'ordine di grandezza di tali valori risulta più in accordo con quelli ricavati tramite il monitoraggio fotografico. Sembra, quindi,

più probabile che la differenza di biomassa fra *E. glomeratum* e *T. crocea* sia da attribuire ad una differenza di "peso specifico" delle due specie e, forse, ad una più marcata trofia del Nord Adriatico rispetto al mar Ligure.

Lo metodologia di monitoraggio fotografico, qui presentata nelle sue fasi preliminari di studio, sembra quindi essere una tecnica di monitoraggio non invasiva del benthos che anche se non può sostituire il campionamento manuale, può integrarlo con un basso impatto sull'ecosistema.

Bibliografia

BOERO F., BALDUZZI A., BAVESTRELLO G., CAFFA B., CATTANEO VIETTI R. (1986) - Population dynamics of *Eudendrium glomeratum* (Cnidaria: Anthomedusae) on the Portofino Promontory (Ligurian Sea). *Mar. Biol*., **92**: 81-85.

GAGE J.D., TYLER P.A. (1991) - *Deep sea biology: a natural history of organisms at the deep sea floor.* Cambridge University Press, Cambridge, U.K. ISBN 0-521-33665-1: 504 pp.

MIZZAN L., MORETTI G. (1992) - Dati sull'insediamento e sull'accrescimento del macrofouling su pannelli metallici nel Porto-Canale di S. Nicolò (Laguna di Venezia). *Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia,* **41**: 55-89.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 741-744

R. Lazzarini, J. Favretto, M. Pellizzato

Agri.Te.Co., Via C. Mezzacapo, 15 - 30175 Marghera (VE), Italia.
pellizzato@agriteco.com

SPERIMENTAZIONI PER UNA GESTIONE DELLA RISORSA *SEPIA OFFICINALIS* L. NELLA LAGUNA DI VENEZIA

EXPERIMENTATION FOR THE MANAGEMENT OF SEPIA OFFICINALIS *L. IN THE VENICE LAGOON*

Abstract

Aim of this experiment, carried out over a two-year period in cooperation with local fishermen, was to promote innovative management procedures for the Sepia officinalis *L. population in the Venice lagoon, both to increase the production and favour the protection of the species. Although the experiment did not achieve high production levels (hatches around 80%, production yield around 3%), it did supply indications on actions to be taken for an improved management of this resource.*

Key-words: Sepia officinalis*, eggs, restocking, management, Venice lagoon.*

Introduzione

In Alto Adriatico la pesca di *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758, praticata con reti a strascico o attrezzi da posta, rappresenta un'importante attività alieutica che da qualche anno lamenta una flessione produttiva. La presente sperimentazione si è posta l'obiettivo di avviare forme innovative di gestione e di contribuire all'aumento della produzione, favorendo processi di sostenibilità in laguna di Venezia e nelle aree prospicienti i lidi.

In particolare è stata valutata la possibilità di ottenere seppie da uova altrimenti destinate alla perdita, da allevare in ambienti idonei.

Materiali e metodi

Le prove sperimentali sono state avviate con la collaborazione dei pescatori professionisti impegnati nella pesca delle seppie con le nasse, il sistema artigianale più diffuso presso le marinerie venete.

Schiusa ed allevamento di *S. officinalis* sono state seguite per due anni consecutivi, utilizzando differenti soluzioni logistiche ed operative: nel 2003 le prove sono state effettuate in ambiente controllato (vasche in vetroresina) e in valle da pesca; nel 2004 sono state invece condotte in un piccolo canale (ghebo) nel bacino Nord della laguna di Venezia.

Durante la stagione di pesca delle seppie (aprile-giugno) le uova deposte sulle nasse ed usualmente distrutte durante le periodiche operazioni di pulizia delle stesse con potenti getti d'acqua, sono state raccolte manualmente e trasferite nei siti sperimentali prescelti (Fig. 1).

Per le prove di schiusa in ambiente controllato (maggio 2003), alcuni chilogrammi di uova sono stati posti in appositi schiuditoi con adeguato ricircolo idrico; le seppie sgusciate da quelle uova sono state poi trasferite in grandi vasche di cemento per lo svezzamento. La sperimentazione in valle da pesca (Valle Dogà)

ha avuto inizio con il trasferimento, nel maggio 2003, di 70 kg di uova di seppia (pari a circa 200.000 unità) che sono state mantenute in sospensione all'interno di ceste in plastica in un bacino di cemento avente un diretto interscambio idrico con la laguna.

Per l'attività 2004 è stato utilizzato, invece, un piccolo canale lagunare, chiuso con reti a maglia fitta, al fine di creare un bacino dove incubare 60 kg di uova (corrispondenti a circa 160.000 unità), svezzare le giovani seppie e impedire l'ingresso di eventuali predatori.

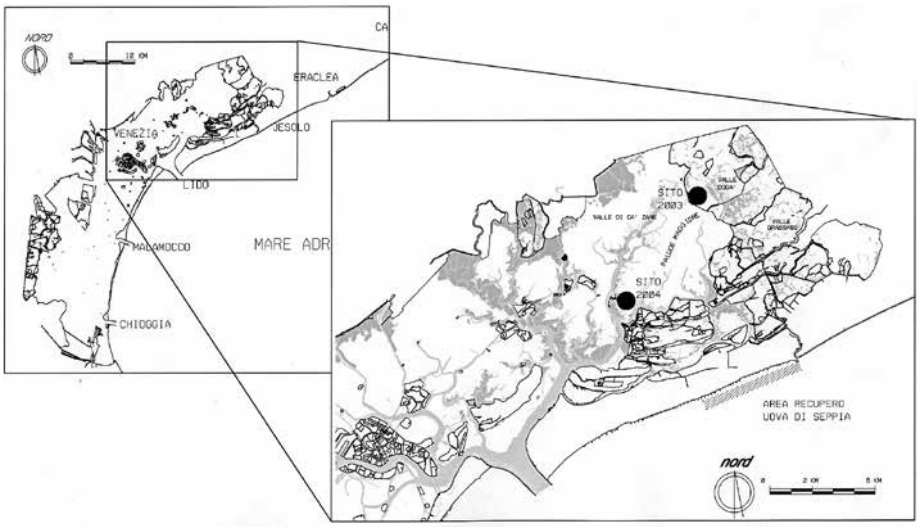


Fig. 1 - Localizzazione delle aree di sperimentazione: Valle Dogà nel 2003, canale in laguna Nord nel 2004.

Areas involved in the experimental activities of Sepia officinalis *L. stock.*

Risultati

Le prove effettuate in ambiente controllato hanno dimostrato che sviluppo e schiusa sono correlati ai valori dei parametri abiotici, soprattutto temperatura e salinità. Con temperature comprese tra 20 e 25 °C si è ottenuta la massima quantità di seppie vitali (87%). Per quanto riguarda la salinità è stata osservata la massima resa di schiusa tra il 30 e il 37‰.

Le sperimentazioni condotte nel 2003 in Valle Dogà ad una temperatura media di 20 °C, hanno prodotto schiuse pari all'80%, in accordo con precedenti studi (Breber e Palmegiano, 1979; Minervini *et al.*, 1982). Si è potuto anche verificare, come affermato da Domingues *et al.* (2001) che, incubando le uova a valori di temperatura ottimali, è possibile abbreviare i tempi di schiusa. Per quanto riguarda le prove effettuate in ambiente lagunare, si è registrata una percentuale media di schiusa delle uova pari al 72% (Fig. 2).

Le seppie neonate, misurate prendendo come riferimento la lunghezza del sepium (Ghirardelli, 1947), mostrano alla schiusa dimensioni medie comprese tra 7 e 8 mm. Con il progredire della stagione, ed il conseguente aumento della temperatura dell'acqua, sembra che le uova accelerino il tempo di schiusa e la

lunghezza media delle seppie neonate diminuisca (Minervini *et al.*, 1982). L'accrescimento delle seppie è stato determinato anche indirettamente, registrando le misure degli ossi di seppia raccolti nel periodo di osservazione. È stato verificato un aumento dimensionale dei giovani cefalopodi da 9,8 mm (9 luglio 2004) a 13,0 mm (20 luglio 2004), e sono stati recuperati ossi di seppia di dimensioni maggiori (13-24 mm), a testimonianza dell'avvenuta crescita delle seppie.

Alla fine di ciascuna sperimentazione è stata registrata la produzione ottenuta: nell'allevamento di Valle Dogà (2003) sono stati pescati 40 kg di seppie, corrispondenti al 2% delle uova messe ad incubare; le seppie raccolte nel 2004 nel canale lagunare sono state pari a circa 20 kg, per una resa complessiva di poco superiore all'1%.

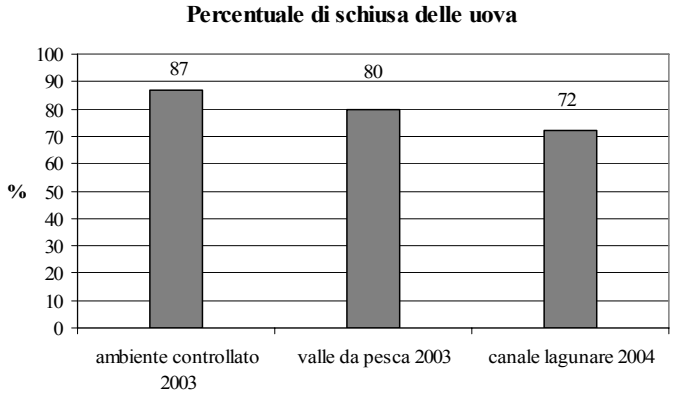


Fig. 2 - Percentuale di schiusa delle uova nei tre ambienti di sperimentazione nel biennio 2003-2004.
Percentage of hatch of eggs in the three experimental areas in the two-year period 2003-2004.

Conclusioni

Sebbene i risultati ottenuti siano inferiori alle aspettative, anche sulla base di quanto riportato in letteratura dove il successo produttivo è dato da una resa superiore al 5-7% (Breber e Palmegiano, 1979), l'attività sperimentale sulla risorsa *Sepia officinalis* ha offerto utili indicazioni su come sia possibile intervenire sull'attività di pesca della seppia mediante azioni di sensibilizzazione verso coloro i quali si dedicano alla cattura di questa specie.

Lo studio ha fornito, inoltre, spunti per sviluppare nuove iniziative che inducano i pescatori a comportamenti più consapevoli nei confronti delle risorse alieutiche.

Disponendo di uova viabili recuperate dagli attrezzi da pesca (nasse), è possibile praticarne l'allevamento: la fase di schiusa presenta difficoltà modeste, con percentuali di uova schiuse superiori al 70%; la successiva fase di svezzamento presenta invece maggiori problemi sia per la vulnerabilità delle seppie nei primi giorni di vita, che per gli aspetti collegati all'alimentazione. Le perdite dovute a fenomeni di predazione, cannibalismo e fuga dall'allevamento sono eventi che

incidono pesantemente sulla resa finale e disporre di un sito di coltura con una superficie non troppo vasta ne facilita il controllo e la gestione.

Ottenere dopo circa 3 settimane un numero di giovanili pari al 20-30% delle uova incubate, rappresenta un traguardo soddisfacente ed a 3 mesi dalla schiusa una produzione pari al 5% costituisce un buon risultato.

Non deve comunque essere trascurata l'azione di sensibilizzazione nei confronti dei pescatori, affinché questi mantengano le nasse in mare fino alla schiusa delle uova deposte: ciò limiterebbe la perdita di ingenti quantitativi di uova, e favorirebbe il mantenimento degli stock.

Bibliografia

BREBER P., PALMEGIANO G.B. (1979) - Uova di *Sepia officinalis* L. seminate nella laguna di Lesina a scopo di pesca: prime esperienze. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat.*, *Mem.*, serie B, **86**: 127-133.

DOMINGUES P.M., KINGSTON T., SYKESA., ANDRADE J.P. (2001) - Growth of young cuttlefish, *Sepia officinalis* (Linneaeus 1758) at the upper end of the biological distribution temperature range. *Aquaculture Research*, **32**: 923-939.

GHIRARDELLI E. (1947) - Nota sulla variazione di dimensioni delle seppie durante il periodo estivo. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, N.S., **2** (1): 116-124.

GHIRARDELLI E. (1950) - Ulteriori osservazioni su *Sepia officinalis* del Medio Adriatico. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.* N.S., **5** (2): 3-16.

MINERVINI R., SEQUI R., BARBATO F. (1982) - Considerazioni sull'allevamento intensivo di *Sepia officinalis* (Mollusca Cephalopoda). *Natur. Siciliano*, **6**: 118-119.

Questo studio è stato condotto con il contributo del Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, Direzione Generale della Pesca e dell'Acquacoltura, nell'ambito del VI° Piano Triennale per la Pesca e l'Acquacoltura.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 745-747

A. Petrocelli, E. Cecere

Istituto Ambiente Marino Costiero – C.N.R., Talassografico "A. Cerruti",
Via Roma, 3 – 74100 Taranto, Italia.
antonella.petrocelli@iamc.cnr.it

PHOTOSYNTHETIC ACTIVITY OF THE INTRODUCED SEAWEED *HYPNEA CORNUTA* (GIGARTINALES, RHODOPHYTA) IN THE MAR PICCOLO OF TARANTO: PRELIMINARY RESULTS

ATTIVITÀ FOTOSINTETICA DELLA MACROALGA ALLOCTONA HYPNEA CORNUTA *(GIGARTINALES, RHODOPHYTA) NEL MAR PICCOLO DI TARANTO: RISULTATI PRELIMINARI*

Abstract

The photosynthetic activity of both the thallus and the typical propagules of Hypnea cornuta *(Rhodophyta, Gigartinales), a non-indigenous seaweed from the Mar Piccolo of Taranto, was measured in order to assess both the adaptation and the possible ecological effect of this new introduction in the basin. The preliminary results indicate that this species is well adapted to the local conditions and it is likely to become a dominant seaweed in the basin.*

Key-words: Hypnea cornuta*, introduced species, Mediterranean Sea, photosynthesis, propagules.*

Introduction

In the last years, in the Mar Piccolo of Taranto, a semi-enclosed basin with lagoonar features, several non indigenous species, both animal and vegetal, have been reported (Carriglio *et al*., 2004; Cecere and Petrocelli, 2004; Mastrototaro *et al*., 2004). Among the seaweeds, in December 2000, scanty attached plants of the red macroalga *Hypnea cornuta* (Kützing) J. Agardh were collected for the first time. Previous reports of such a species in the Mediterranean were for Greece, Egypt and Israel (Cecere *et al*., 2004). Nowadays, *H. cornuta*, characterised by the presence of stellate processes, which play the role of vegetative propagules (Cecere *et al*., 2004), is present throughout the basin both in the attached and in the unattached form in summer and winter.

Due to a strong anthropogenic impact, the basin lacks both attached seaweed and seagrass communities; therefore, the presence of a new seaweed, which can live also in the drifting form, could be very important for the general economy of the basin, where unattached seaweeds are the most important primary producers. Since photosynthesis is strongly influenced by the environmental variables, the assessment of the photosynthetic activity of a species is often used to detect its adaptation to a given environment. Therefore, the aim of this paper is to verify the adaptation of *Hypnea cornuta* to the environmental conditions of the Mar Piccolo, assessing the vitality of its population and estimating the probability that it will settle with success.

Materials and methods

The material was collected in the Second Inlet of the Mar Piccolo, at –0.5 m,

from September 2003 to December 2003. 200 mg of both thallus fragments and whole propagules, drawn from unattached plants representative of the population at the moment of collection, were analysed by an Oxygen Monitoring System Chlorolab 3, Hansatech Instruments® Ltd., Norfolk, England.

Results

In the plants, the highest values of oxygen (P_{max}) were registered in September and October; the lowest in December (ANOVA, $p<0.0001$). In the propagules, the highest value was registered in September, the lowest in December (ANOVA, $p<0.01$). The compensation point (I_c) varied between 15-35 µmol m^{-2} s^{-1} in the plants, between 10-30 µmol m^{-2} s^{-1} in the propagules. Saturation was reached at an irradiance between 200-600 µmol m^{-2} s^{-1} in the plants, between 400-600 µmol m^{-2} s^{-1} in the propagules. P_{max} values were usually higher in the plants than in the propagules (ANOVA, $p<0.0001$) (Tab. 1).

Tab. 1 - Values of temperature, compensation irradiance (I_c, µmol m^{-2} s^{-1}), saturation (µmol m^{-2} s^{-1}) and P_{max} (mlO_2 g $_{pf}^{-1}$ h^{-1}) (n=3) registered in both plants and propagules of *Hypnea cornuta* in the study period. Standard deviation in brackets.

Temperatura, irradianza di compensazione (I_c, µmol m^{-2} s^{-1}), saturazione (µmol m^{-2} s^{-1}) e P_{max} (mlO_2 g pf^{-1} h^{-1}) (n=3) registrate in piante e propaguli di Hypnea cornuta *nel periodo di studio. In parentesi, la deviazione standard.*

	September 21° C		October 22° C		November 17° C		December 13° C	
	plant	propagules	plant	propagules	plant	propagules	plant	propagules
I_c	35	30	30	30	15	15	15	10
Saturation	600	600	400	600	400	400	300	600
P_{max}	1.44 (0.07)	1.43 (0.05)	1.45 (0.03)	0.88 (0.09)	0.74 (0.05)	0.5 (0.05)	0.39 (0.08)	0.33 (0.07)

Conclusions

The maximum oxygen values, for both the plants and the propagules, were registered at the highest temperatures and were higher than those of other seaweeds in the basin (Petrocelli *et al.*, 1994). In the propagules, the oxygen amount lower than in the plants could prove that these structures, which are real vegetative propagation organs (Cecere *et al.*, 2004), could also act as perennation organs, therefore with a reduced metabolism in comparison with the plants. These results indicate that *H. cornuta* is a termophilous species and is well adapted to the environmental conditions of the Mar Piccolo where the mean seawater temperature had a rising trend in the last years (Alabiso *et al.*, 2005). These considerations, in addition to both its capability to live in the unattached form and to reproduce by the profuse production of vegetative propagules, suggest that *H. cornuta* could become a dominant seaweed in the basin. Moreover, the highest production values registered at the end of summer, when hypoxia phenomena are often observed in the Mar Piccolo, confirm that these events are not due to the decay of drift red algal biomasses, but, on the contrary, the presence of these communities surely plays an important role in the oxygenation of the basin.

References

ALABISO G., GIACOMINI M., MILILLO M., RICCI P. (2005) – The Taranto sea system: 8 years of chemical-physical measurements. *Biol. Mar. Medit.,* **12** (1): 369-373.

CARRIGLIO D., FANELLI G., RUBINO F. (2004) – First record of the alien gastropod *Melibe fimbriata* (Opistobranchia: Tethyidae) in the Taranto seas (Mediterranean Sea). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **84**: 1067-1068.

CECERE E., PETROCELLI A. (2004) – Floristic and biogeographic considerations about the benthic macroalgal flora in the Gulf of Taranto. *Biogeographia*, **25**: 7-18.

CECERE E., PETROCELLI A., VERLAQUE M. (2004) – Morphology and vegetative reproduction of the introduced species *Hypnea cornuta* (Rhodophyta, Gigartinales) in the Mar Piccolo of Taranto (Italy, Mediterranean Sea). *Bot. Mar*., **47**: 381-388.

MASTROTOTARO F., PETROCELLI A., CECERE E., MATARRESE A. (2004) - Non indigenous species settle down in the Taranto Seas. *Biogeographia*, **25**: 47-54.

PETROCELLI A., CECERE E., PERRONE C. (1994) – Summer productivity of the dominant seaweeds in the drifting beds of the Mar Piccolo of Taranto. *Giorn. Bot. Ital.*, **128**: 816-819.

This study was supported by the Italian Ministry of University and Research (Research Project IMSAT, "Individuazione e Monitoraggio di Specie Alloctone nei mari di Taranto").

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 748-751

D. Piazza[1,3], V. Morganti[1,3], D. Campobello[2], G. Sarà[1,3]

[1]Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo, Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.
gsara@unipa.it
[2]Department of Zoology, University of Manitoba, Winnipeg, CA.
[3]Polo didattico di Trapani, Università di Palermo, Lungomare D. Alighieri, Trapani, Italia.

PREDAZIONE DI *EGRETTA GARZETTA* SU *APHANIUS FASCIATUS* NELLA RISERVA NATURALE ORIENTATA "SALINE DI TRAPANI E PACECO"

PREDATION OF EGRETTA GARZETTA *ON* APHANIUS FASCIATUS *IN A NATURALRESERVE OF WESTERN SICILY*

Abstract

*The feeding pressure of a top-level limicole bird (*E. garzetta*) on available fish and benthic organisms in a cool vat of the Natural Reserve of Trapani and Paceco (Western Sicily) has been studied. Data, obtained in autumn 2004, allowed us to define feeding preferences of* E. garzetta*, the most abundant small resident fish (*Aphanius fasciatus*), its foraging behaviour and the average predation pressure per hour (44 individuals of* A. fasciatus*) mostly consumed throughout the early hours of the day.*

Key-words: Egretta garzetta, Aphanius fasciatus, *predation, foraging behaviour.*

Introduzione

La Riserva Naturale Orientata "Saline di Trapani e Paceco" rappresenta uno dei principali corridoi ecologici mediterranei (Pusceddu *et al*., 2003) per l'avifauna in transito da e per l'Africa. L'elevata pressione antropica insistente sull'area rischia di comprometterne il delicato equilibrio ecologico, alterandone il livello di disponibilità trofica e riducendo la sua ampiezza ecologica. Al fine di ottenere una base d'informazioni sulle relazioni che regolano i livelli di complessità di tale ecosistema, è stato condotto uno studio su una delle vasche di fredda della Riserva, che per le sue caratteristiche fisiche e chimiche, presenta condizioni di salinità che permettono lo sviluppo della comunità ittica e conseguentemente dell'avifauna. Lo studio ha previsto la stima della densità della garzetta (*Egretta garzetta*) e delle sue potenziali prede disponibili, l'analisi del suo comportamento predatorio e della pressione alimentare da essa potenzialmente esercitata.

Materiali e metodi

La Riserva delle Saline di Trapani e Paceco (37° 59' 43 N; 12° 30' 48 E), costituisce una delle più importanti aree umide costiere della Sicilia Occidentale, occupata in gran parte da saline coltivate in maniera tradizionale, da pantani e campi coltivati in aree marginali. Lo studio, in particolare, è stato effettuato nell'autunno del 2004 nella Salina Bella (~40.000 m^2 con una profondità media di 22 cm che risultava essere uno tra i più soggetti a disturbo antropico), posta nei pressi della città di Trapani (Sicilia Occidentale). Il campionamento delle specie della comunità ittica è stato effettuato in triplice replica in tre punti del bacino per mezzo di una sciabica a parete da novellame (Scilipoti, 1998). L'area campio-

nata in questo modo era in media di 35 m^2 per ciascuna retinata (Scilipoti, 1998). Il benthos epifaunale è stato raccolto in triplice replica con un retino trascinato per 5 m (Scilipoti, 1998). Esso ha permesso di raccogliere la componente posta in mezzo e sopra la fanerogama *Ruppia cirrhosa* che intensamente colonizza il bacino. Tutti i campioni di fauna ittica e di benthos così raccolti sono stati trasportati in laboratorio, congelati, e successivamente contati, classificati e misurati (lunghezza totale, lunghezza standard e peso totale). La densità media della garzetta dell'avifauna è stata valutata con osservazioni giornaliere condotte in tre fasi diverse della giornata (alba, mezzodì e tramonto) in 10 giornate scelte casualmente nel mese di ottobre e 10 giornate nel mese di novembre 2004. Le osservazioni hanno permesso di valutare quale fosse la migliore fase della giornata in cui effettuare esperimenti di predazione di garzetta sulle sue potenziali prede disponibili nell'area di studio. Tale obiettivo è stato raggiunto usando tecniche di *caging*. In tre diverse giornate del mese di ottobre durante le prime ore dell'alba, 9 vaschette in plastica (50 cm×50 cm×8 cm), ciascuna opportunamente mimetizzata, sono state distribuite casualmente all'interno della salina ed innestate con sedimento, ciuffi di *Ruppia* e 100 individui di *Aphanius fasciatus* vivi di dimensione omogenea (~1.53±0.16 cm) poco prima raccolti da una salina adiacente. Altre 9 vaschette, allo stesso modo, sono state innestate con *Ruppia* e 100±9 individui di molluschi gasteropodi vivi, altre 9 con *Ruppia* ed un cibo inerte galleggiante che somigliava quanto a colore e forma agli *A. fasciatus* ed altre 9 con sola *Ruppia*. Dopo un periodo di acclimatazione variabile tra 60 e 120 minuti, ed appena le garzette cominciavano a mostrare curiosità nei confronti del cibo, iniziava la stima della pressione predatoria. La pressione su cibo *ad-libitum* è stata calcolata su base oraria ed era pari al numero di prede rimaste nelle vaschette dopo 60 minuti. Le osservazioni in continuo hanno permesso di calcolare il numero di beccate con successo di ciascuno individuo ed il numero pro-capite di organismi consumati. I dati sono stati analizzati con una ANOVA (Underwood, 1997) ed il test di Student-Newman-Keuls (SNK) è stato usato *a posteriori* per i confronti delle medie.

Risultati

Le garzette sfruttavano principalmente solo alcuni tra i bacini intensamente colonizzati dalla fanerogama *Ruppia cirrhosa* (4 su 11; ~40%). I taxa animali che potenzialmente potevano rappresentare le prede delle garzette sono stati il nono (*Aphanius fasciatus*), che dominava la comunità ittica con il 91% delle catture totali, e 6 specie di molluschi del benthos di substrato mobile tra cui *Pirenella* sp., *Bithium* sp. e *Cerastoderma glaucum*, che rappresentavano oltre il 70% del totale. Il nono era presente con una densità media di 1.7±0.73 individui per m^2, una taglia media di 1.48±0.7 cm e un peso totale medio di 0.1±0.09 g. La densità del nono nella salina scelta dalle garzette era di 7.8 volte superiore rispetto a quanto misurato nelle saline adiacenti, ma in esse il nono non superava mai i 0.2±0.1 individui per m^2. La densità della garzetta nella Salina Bella, nell'autunno 2004 (dati di ottobre e novembre cumulati), è riportata in Fig. 1. Le garzette sfruttavano la salina come sito trofico principalmente la mattina (ANOVA, $p<0.05$) in quanto durante tale fase della giornata, esse spendevano tutto il loro tempo di permanenza in salina alimentandosi. Nelle altre fasi della giornata, le garzette o non erano presenti in salina o non mostravano alcuna attività correlabile all'alimentazione. L'esperimento di *caging* ha permesso di stimare che le garzette bec-

cavano significativamente solo nelle vaschette ad *A. fasciatus* (ANOVA, $p<0.05$), mentre non beccavano nelle vaschette in cui erano stati messi solo i molluschi. Nelle vaschette ad *A. fasciatus*, in presenza quindi della loro preda di riferimento posta in condizione *ad-libitum*, esse si alimentavano con 44.0±30.2 h^{-1} beccate *per*-individuo; il 64% di esse (35.0±23.7 beccate h^{-1}) era effettuato con successo in quanto portava all'effettiva ingestione della preda.

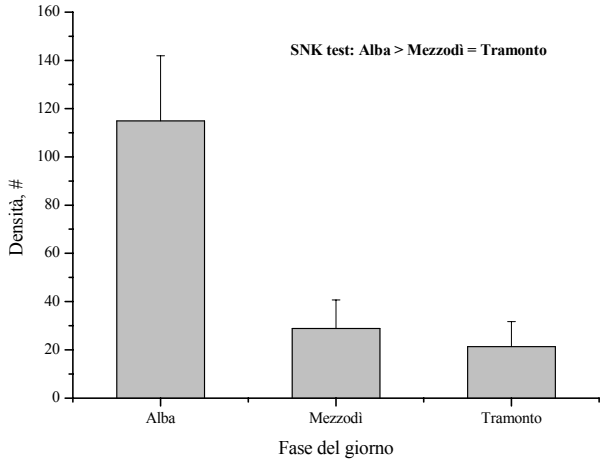


Fig. 1 - Stima della densità di garzetta in funzione delle fasi della giornata (il risultato dell'SNK test è riportato in figura).
Density of Egretta garzetta as a function different of day phases (SNK test inside).

Conclusioni

Gli ambienti delle Saline di Trapani e Paceco rappresentano, come molti ambienti di bassofondo costiero di tutto il mondo, una importante area di concentrazione di specie ittiche su cui le specie migratorie dell'avifauna possono alimentarsi prima di riprendere il loro transito da e per i siti di svernamento (Manderson *et al.*, 2004). Le specie dell'avifauna che colonizzano le vasche di fredda della Riserva, nonostante si trovino a contatto con attività umane, preferivano quei siti con la maggiore disponibilità di cibo anche se fortemente disturbati (Traut e Hostetler, 2004). Di conseguenza è possibile ipotizzare che la disponibilità trofica è il principale fattore che determina la presenza di uccelli acquatici in questi ambienti (Haverschmidt, 1985) piuttosto che il rischio di essere disturbati (Lombardini *et al.*, 2001). Nelle particolari condizioni del sito di indagine, *Egretta garzetta* esercitava una consistente pressione di prelievo di materia organica dalla rete trofica principalmente indirizzata verso i pesci piuttosto che i molluschi, l'altro gruppo di prede più abbondante e potenzialmente disponibile nei bacini. Tale osservazione conferma quanto trovato da altri autori in altre aree umide (Kersten *et al.*, 1991). La presenza di garzette nella vasca di fredda era maggiore all'alba. Ciò è spiegabile sia perché in questo modo la garzetta può alimentarsi in condizioni di disturbo antropico limitato sia perché il tenore di ossigeno disciolto che

nelle acque della salina all'alba è molto basso (~3 mg l^{-1}; G. Sarà, in preparazione) favorirebbe l'affioramento in superficie dei pesci, minimizzando lo sforzo di cattura da parte delle garzette (Kersten *et al*., 1991). Al contrario, i molluschi oltre ad apportare una quota di energia limitata rispetto ai pesci, comportavano un spesa energetica maggiore (e.g. ricerca in mezzo alla *Ruppia* etc.) rispetto a quella spesa per catturare i pesci affiorati in superficie e non mimetizzati tra la vegetazione sommersa.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare il Dr. Angelo Troia (WWF; Direttore della RNO "Saline di Trapani e Paceco") per la sua disponibilità ed i mezzi messi a disposizione per eseguire la presente ricerca; tutti i capi salina per avere concesso i permessi per lavorare in proprietà privata e la Sig.ra Silvana Piacentino (WWF) per avere messo a disposizione le sue conoscenze sulla distribuzione dell'avifauna all'interno della RNO.

Bibliografia

HAVERSCHMIDT P.C. (1985) - Differences in the feeding behaviour of Little Egrets (*Egretta garzetta*) in two habitats in the Camargue, France. *Wilson Bulletin*, **97**: 534-538.

KERSTEN M., BRITTON R.H., DUGAN P.J., HAFNER H. (1991) – Flock feeding and food intake in little egrets: the effect of prey distribution and behaviour. *J. Anim. Ecol*., **60**: 241-252.

LOMBARDINI K., BENNETTS R.E., TOURENQ C. (2001) - Foraging success and foraging habitat use by cattle egrets and little egrets in the Camargue, France. *The Condor*, **103**: 38-44.

MANDERSON J.P., PESSUTTI J., HILBERT J.G., JUANES F. (2004) - Shallow water predation risk for a juvenile flatfish (winter flounder; Pseudopleuronectes americanus, Walbaum) in a northwest Atlantic estuary. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **304**: 137-157.

PUSCEDDU A., DELL'ANNO A., DANOVARO R., MANINI E., SARÀ G., FABIANO M. (2003) - Enzymatically hydrolyzable protein and carbohydrate sedimentary pools as indicators of the trophic state of 'detritus sink' systems: a case study in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuaries*, **26**: 641-650.

SCILIPOTI D. (1998) - Studio della comunità ittica residente all'interno dello Stagnone di Marsala (Sicilia occidentale): distribuzione delle species e ripartizione delle risorse in dipendenza di habitat a diversa complessità strutturale. Tesi Dottorale, Università di Messina: 158 pp.

TRAUT A.H., HOSTETLER M.E. (2004) - Urban lakes and waterbirds: effects of shoreline development on avian distribution. *Landscape and Urban Planning*, **69**: 69-85.

UNDERWOOD A.J. (1997) - *Experiments in Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 752-755

A. Profeta, N. Spanò, M.L. Bianchini[1], G. Nardone[2], G. Iaria[3], S. Ragonese[2]

Dip. Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina, Salita Sperone, 31 – 98166 Messina, Italia.
aprofeta@unime.it
[1]IBAF/CNR, Sez. Monterotondo, Monterotondo Scalo (RM), Italia.
[2]IAMC/CNR, Sez. Mazara, Mazara del Vallo (TP), Italia.
[3]Oloturiasub, Messina, Italia.

OSSERVAZIONI SUL POPOLAMENTO ITTICO ASSOCIATO AD ALCUNI RELITTI NELLE ACQUE COSTIERE SICILIANE

OBSERVATION OF THE FISH COMMUNITY ASSOCIATED WITH SOME WRECKS IN THE SICILIAN COASTAL WATERS

Abstract

Assuming that shipwrecks have a positive effect on the marine communities, this paper examines their potential as areas for general public and artisanal fisheries uses and as instruments for coastal management. A protocol is here proposed for studying shipwrecks at accessible depths, showing the preliminary results of sampling 4 wreckages lying in the Messina Strait (Central Mediterranean), applying visual census techniques for assessing the fish communities associated with the wrecks.

Key-words: *wrecks, coastal zone management, surveying underwater, mapping, Strait of Messina.*

Introduzione

È evidente come i relitti, sia per naufragio che per affondamento *ad hoc*, siano da considerare come aree di ripopolamento attivo per molte specie ittiche e di crostacei; essi rappresentano, soprattutto se localizzati su fondi incoerenti (fangosi o sabbiosi), un'oasi in termini di biodiversità e di abbondanza. Va egualmente sottolineato che tali strutture sommerse possono avere impatti significativi nel ripristinare un ecosistema sovra-sfruttato, sia per i loro positivi effetti biologici che come freno fisico contro lo strascico, quando situate in aree sottoposte a sforzo di pesca. Negli ultimi anni i relitti sono stati al centro dell'attenzione di diversi autori che ne hanno investigato molteplici aspetti, per la tutela, salvaguardia e gestione delle risorse biologiche marine (Arena *et al.*, submitted; Garcia Charton e Pérez Ruzafa, 2002). Limitando lo sguardo agli articoli riguardanti i mari siciliani, un recente lavoro, censendo i relitti presenti nello Stretto di Sicilia segnalati da fonti diverse, ha portato ad identificare 457 relitti, a creare per l'area investigata una mappa integrata dei relitti ed a valutarne la potenzialità come aree in cui creare zone a protezione integrale (Bianchini *et al.*, 2004); in un altro lavoro, che ha preso in esame un relitto presente nell'area a Sud dello Stretto di Messina, il confronto con zone di controllo ha evidenziato che i relitti situati in zone relativamente povere dal punto di vista specifico (fondi sabbiosi) giocano un ruolo positivo nella ricostruzione delle popolazioni ittiche (Profeta *et al.*, submitted), alla stregua delle barriere e di altre strutture sommerse (Relini *et al.*, 1994); infine uno studio, sempre riferito allo Stretto di Messina, ha evidenziato il diverso comportamento della fauna ittica associata ai relitti rispetto all'utilizzazione in immersione di differenti attrezzature (Spanò *et al.*, 2004). Visto il crescente interesse nei confronti dei relitti, con questo lavoro si propone un piano di campionamento applicabile

alle imbarcazioni affondate nella fascia costiera, cioè in luoghi potenzialmente accessibili agli operatori subacquei, così da poter definire le caratteristiche della comunità ittica associata a tali strutture ed utilizzare i dati risultanti da questo tipo di indagini per una razionale gestione della fascia costiera.

Materiali e metodi

I rilevamenti sono stati effettuati nell'ottobre 2003, su 4 relitti presenti nello Stretto di Messina (Mediterraneo Centrale), e specificatamente:

- la nave da carico "Rigoletto", circa 2000 tsl, affondata negli anni '70, a profondità compresa tra la superficie e 39 m;
- la "nave di Faro", mercantile di circa 3000 tsl, affondata nel 1910, giacente tra 33 m e 68 m;
- la motonave "Valfiorita", 6200 tsl, affondata nel 1943, sul gradiente da 45 m ad 81 m;
- il transatlantico "Viminale", 8650 tsl, affondato nel 1943, posto tra 84 e 100 m.

Al fine di stimare la composizione del popolamento ittico e la sua distribuzione spaziale e per un'analisi di ricchezza specifica (De Girolamo e Mazzoldi, 2001; Harmelin-Vivien *et al*., 1985); lo studio è stato condotto utilizzando la tecnica dei punti fissi in immersione (Tunesi e Vacchi, 1993). Per poter coprire tutto il relitto, lo scafo è stato suddiviso in 3 zone: poppa, centro e prua. Per ognuna di queste porzioni gli operatori, divisi in coppie, si posizionavano rispettivamente sul lato destro e sul sinistro della nave. La taglia dei pesci è stata stimata considerando 3 classi (piccolo, medio, grande), con riferimento alla massima taglia riscontrata per la rispettiva specie (Relini *et al*., 1999). Il numero degli individui è stato stimato in classi numeriche di abbondanza (1; 2-5; 6-10; 11-30; 31-50; 51-100; >101) (Harmelin-Vivien *et al*., 1985). Data la profondità, tale tecnica non è stata applicata al "Viminale". Sui dati ottenuti sono stati calcolati, usando il programma PRIMER (Clarke e Warwick, 1994) la densità ittica media (n. individui/m^3); la ricchezza specifica (d, indice di Margalef: [n. specie –1]/[log n. individui]), la diversità specifica (H', indice di Shannon: $-\Sigma[p_i * \log_2 p_i]$, dove p_i è la frazione della specie i-esima sul numero totale di individui del campione), e la equitabilità (J', indice di Pielou: H'/[log n. specie]) quali descrittori statistici dei popolamenti ittici associati ai relitti.

Risultati

I censimenti condotti mediante punti fissi sono stati in tutto 66, i cui dati riassuntivi sono riportati in Tab. 1.

In totale sono state censite 47 specie (appartenenti a 18 famiglie). Le specie più abbondanti sono risultate *Chromis chromis, Boops boops, Anthias anthias, Coris julis e Thalassoma pavo*. Il più alto numero di individui censiti corrisponde per il "Rigoletto" a *C. chromis*, e per gli altri tre relitti ad *A. anthias*, entrambe specie gregarie. La massiccia presenza di queste due specie influisce pesantemente sui valori ottenuti per gli indici di Margalef, Shannon e Pielou (Tab. 1), che risultano omogenei e relativamente bassi. Da notare inoltre la presenza di specie di rilevante interesse commerciale, quali *Dentex dentex, Seriola dumerilii, Epinephelus costae* e di specie difficili da osservare come *Epinephelus aeneus, Lichia amia* ed *Epinephelus caninus.* È da sottolineare, tuttavia, che queste specie, sebbene costan-

temente avvistate sui relitti, sono complessivamente presenti con abbondanze mai superiori ad 1 individuo per punto fisso nel relitto del "Rigoletto" e della "Nave di Faro", mentre nelle stazioni più profonde il loro numero aumenta (3 individui per punto fisso sul "Valfiorita"); tale risultato probabilmente può essere ascritto agli effetti di ripetuti episodi di pesca illegale con le bombole. Per converso, tra i limiti della tecnica del visual census, va segnalato il mancato reperimento su alcuni relitti di specie comuni ed ubiquitarie, come ad esempio *Conger conger*, non censito nei rilevamenti condotti sul "Valfiorita".

Tab. 1 - Riepilogo dei risultati del visual census su 4 relitti nello Stretto di Messina. d= ricchezza specifica (indice di Margalef); H': diversità specifica (indice di Shannon); J': equitabilità (indice di Pielou).

Summary of the visual census on 4 shipwrecks in the Messina Strait. d= species richness (Margalef index); H': species diversity (Shannon index); J': equitability (Pielou index).

	Rigoletto[1]	**nave di Faro[2]**	**Valfiorita[3]**	**Viminale[4]**
numero di specie	36	18	14	14
numero di famiglie	14	9	5	8
specie dominante I	*C. chromis*	*A. anthias*	*A. anthias*	*A. anthias*
specie dominante II	*B. boops*	*B. boops*	*B. boops*	-
specie dominante III	*C. julis*	*C. chromis*	*C. chromis*	-
densità ittica per m^3	53	11	12	-
d (ricchezza specifica)	3.52	2.02	1.54	-
H' (diversità specifica)	2.15	2.22	2.25	-
J' (equitabilità)	0.42	0.53	0.59	-

Elenco delle specie censite sui vari relitti:

Anthias anthias[1, 2, 3, 4]; Apogon imberbis[1]; Boops boops[1, 2, 3]; Chromis chromis[1, 2, 3]; Conger conger[2, 4]; Coris julis[1, 2, 3]; Dentex dentex[4]; Dicentrarchus labrax[1]; Diplodus annularis[1]; Diplodus sargus[1, 2, 3, 4]; Diplodus vulgaris[1, 2, 3]; Epinephelus aeneus[4]; Epinephelus alexandrina[3]; Epinephelus caninus[4]; Epinephelus costae[2]; Epinephelus marginatus[1, 3, 4]; Labrus viridis[1]; Lichia amia[4]; Lithognathus mormyrus[1]; Lophius piscatorius[4]; Mugil auratus[1]; Mullus barbatus[1]; Mullus surmuletus[1]; Muraena helena[1, 4]; Mycteroperca rubra[2]; Oblada melanura[1, 2]; Pagrus pagrus[3, 4]; Parablennius gattorugine[1, 2]; Sarpa salpa[1]; Scorpaena notata[1]; Scorpaena porcus[1, 4]; Scorpaena scrofa[1, 4]; Seriola dumerilii[2]; Serranus cabrilla[1, 2]; Serranus scriba[1, 2, 3]; Sparisoma cretense[1, 2]; Spicara flexuosa[1]; Spicara maena[1, 2, 3]; Spicara smaris[1, 2, 3]; Spondyliosoma cantharus[1, 3]; Symphodus doderleini[1]; Symphodus mediterraneus[1]; Symphodus roissalii[1]; Symphodus tinca[1]; Thalassoma pavo[1, 2, 3]; Tripterygion delaisi[1]; Tripterygion tripteronotus[1]; Uranoscopus scaber[4].

Conclusioni

I 4 relitti investigati in questo lavoro appaiono ambienti con una buona ricchezza specifica; nei confronti delle zone circostanti, caratterizzate da un tipo di fondale povero ed eterogeneo (sabbia e fango), non solo presentano abbondanze più alte, ma esercitano forte potere attrattore nei confronti di specie di pregio (cernie, saraghi e ricciole). E' da notare però che queste specie, sebbene costantemente avvistate durante i survey, sono state censite solo in piccole quantità; tale fatto è probabilmente imputabile alla forte pressione che queste strutture subiscono da parte dei pescatori, che ben conoscono il richiamo che un relitto esercita sulla fauna ittica. Le informazioni presentate in questo lavoro danno un'idea dell'importanza che tali rifugi possono avere in diversi settori (Kern, 2001). Infatti:

- hanno una funzione di nucleo di ripopolamento, che diffonde effetti positivi anche sulle aree limitrofe, rendendo disponibili risorse per la piccola pesca;

- possono creare un tipo di eco-turismo che preveda, ad esempio, immersioni guidate;
- sono utili strumenti per la ricerca sperimentale.

I relitti sembrano quindi avere un effetto benefico sull'ecosistema costiero. Alla luce di quanto previsto dalla normativa internazionale che vieta l'affondamento volontario di relitti, si suggerisce di utilizzare quelli esistenti come strumento attivo per una gestione razionale della fascia costiera. Sarebbe inoltre opportuno completare la mappatura di tutti i relitti presenti nella fascia costiera del Mediterraneo, per ottenere una base precisa sulla consistenza quali-quantitativa di tali zone da proporre come Aree a Protezione Integrale.

Bibliografia

ARENA P.T., JORDAN K.B.L., GILLAM D.S., SHERMAN R.L., BANKS K., SPIELER R.E. (2000) - Shipwrecks as artificial reefs: a comparison of fish assemblage structure on ships and their surrounding natural reef areas offshore southeast Florida. *Proc. 53rd Annual Gulf and Caribbean Fisheries Institute Meeting, Biloxi, Mississippi, USA*.

BIANCHINI M.L., GIUSTO G.B., MORIZZO G., NARDONE G., ROLLANDI L., RAGONESE S. - Mapping ship wrecks and rough bottoms as a tool for implementing "no-take zone" strategies. *Hydrobiologia*: submitted.

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) - *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Mar. Lab. Editions: 144 pp.

DE GIROLAMO M., MAZZOLDI C. (2001) - The application of visual census on Mediterranean rocky habitats. *Mar. Environm. Res.*, **51**: 1-16.

GARCIA CHARTON I.A., PÉREZ RUZAFA A. (2002) - Shipwrecks as artificial reefs in the coast of Murcia (southeast Spain). *Biol. Mar. Medit*., **9** (2): 292-293.

HARMELIN-VIVIEN M.L., HARMELIN J.G., CHAUVET C., DUVAL C., GALZIN R., LEJEUNE P., BARNABÈ G., BLANC F., CHEVALIER R., DUCLERC J., LASSERE G. (1985) - Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: méthodes et problèmes. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, **40**: 467-539.

KERN R.J. (2001) - Artificial reefs: trash to treasure. National Geographic News - February 5, 2001. Posted on line at news.nationalgeographic.com.

PROFETA A., GIORDANO C., POTOSCHI A. JR, MORIZZO G., RAGONESE S., SPANÒ N. (2004) - Visual census della fauna ittica su un relitto dello Stretto di Messina. *Congresso CoNISMa-AIOL, Terrasini (PA), 18-22 aprile 2004*: (Submitted).

RAGONESE S., GIUSTO G.B., BIANCHINI M.L., MORIZZO G. (2003) - Mapping natural and man-induced untrawlable grounds (no-take zones, NTZs) in view of managing the fisheries of the Straits of Sicily. FAO-MedSudMed Technical Documents, GCP/RER/010/ITA/MSM-TD-03: in press.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (1999) - Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo centrale (Italia e Corsica). *Biol. Mar. Medit*., **6** (Suppl. 1): 1-868.

RELINI G., RELINI M., TORCHIA G. (1994) - La barriera artificiale di Loano. *Biol. Mar. Medit*., **2** (1): 21-64.

SPANÒ N., IARIA G. (2004) – Utilizzo di nuove apparecchiature per lo studio di popolamenti ittici costieri in immersione subacquea. *Congresso CoNISMa-AIOL, Terrasini (PA), 18-22 aprile 2004*: (Submitted).

TUNESI L., VACCHI M. (1993) - Indagini visuali in immersione nell'area marina protetta di Portofino: applicazione di un metodo per lo studio dei popolamenti ittici. *Biol. Mar.* (Suppl. al Notiziario SIBM), **1**: 355-360.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 756-759

F. Rende, A. Buzzi*, F. Pittelli*, A. Ponticelli*

Dipartimento di Ecologia, Università della Calabria,
Ponte Pietro Bucci, cubo 6b - 87036 Arcavacata di Rende (CS), Italia.
sante.rende@unical.it
*Aquatech s.r.l., Roma, Italia.

DISTRIBUZIONE E STATO DI SALUTE DI UNA PRATERIA DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE DELLA COSTA IONICA CALABRESE

DISTRIBUTION AND STATE OF HEALTH OF A POSIDONIA OCEANICA *(L.) DELILE BED ALONG THE IONIAN COAST OF CALABRIA*

Abstract

This paper was carried out within a coastal rehabilitation project based on an anti-trawling artificial reef in order to evaluate the state of health of the Posidonia oceanica *meadow and its extension before the positioning of the artificial reef. The meadow studied in this work shows clear evidence of trawling and, in their complex, the study results show that the health state of the* Posidonia oceanica *is not ideal; consequently, the exclusion of trawlers from* Posidonia oceanica *bed is essential in avoiding further degradation of the habitat.*

Key-words*:* Posidonia oceanica*, artificial reefs, Ionian Sea.*

Introduzione

Presso la costa ionica calabrese in località Zolfara (Comune di Rossano C.), è in corso un monitoraggio scientifico ad ampio spettro per la realizzazione di una barriera artificiale sommersa in funzione antistrascico. La creazione di zone marine protette mediante l'utilizzo di barriere artificiali, nella maggioranza dei casi, si è rivelata molto vantaggiosa nella protezione delle praterie a *Posidonia oceanica* (L.) Delile (Sànchez-Jerez *et al*., 2002), la cui importanza per l'equilibrio ecologico dell'ambiente marino costiero è indiscussa. A ciò si aggiunge il vantaggio di costruire degli habitat ideali per organismi vegetali ed animali bentonici e per le specie ittiche che utilizzano i substrati duri durante la riproduzione (Pickering *et al*., 1998).

Il presente contributo fornisce i risultati degli studi conoscitivi relativi alla distribuzione areale della prateria di *Posidonia oceanica* e al suo stato di salute prima della realizzazione della barriera; tali dati sono di fondamentale importanza sia per il corretto posizionamento della barriera che per valutare gli effetti che essa avrà sulla prateria in studio.

Materiali e metodi

Allo scopo di valutare e cartografare la distribuzione delle praterie di *Posidonia oceanica* presenti nell'area in concessione nel Comune di Rossano, in località Zolfara, sono stati effettuati dei sopralluoghi con l'utilizzo di un batiscopio e di un GPS. È stata delineata, così, in linea di massima e nei tratti di fondale con buona visibilità, la distribuzione delle praterie di *P. oceanica* nell'area oggetto dell'inda-

gine; in seguito, due operatori subacquei hanno effettuato ispezioni più dettagliate e con una serie di boe, di cui sono state prese le coordinate GPS, sono state delimitate le aree a maggior copertura di *Posidonia oceanica.* Un operatore foto video sub, inoltre, ha effettuato riprese fotografiche in corrispondenza del limite inferiore. Infine, i dati sono stati elaborati e restituiti in forma cartografica.

Per la valutazione preliminare dello stato di salute delle praterie ricadenti nell'area oggetto dell'indagine sono stati effettuati prelievi lungo il limite inferiore di 5 fasci fogliari e sono stati condotti studi su opportune variabili, rilevabili a due diversi livelli: 1) della prateria (macrostruttura) e 2) della pianta (fenologia).

Risultati

Rilevamento cartografico e distribuzione

Dal rilevamento subacqueo e da come si può osservare nell'elaborazione cartografica riportata (Fig. 1), è stata individuata una zona a maggiore concentrazione e presenza delle praterie di *Posidonia oceanica (*contrassegnata dall'area in grigio). La presenza di *Posidonia oceanica* tende a diminuire man mano che si procede verso ovest rispetto ai limiti della concessione. Tale andamento potrebbe correlarsi alla presenza del Torrente Coserie, poichè all'avvicinarsi della foce del Torrente diminuiscono le condizioni ecologiche ideali per le praterie di *Posidonia oceanica.*

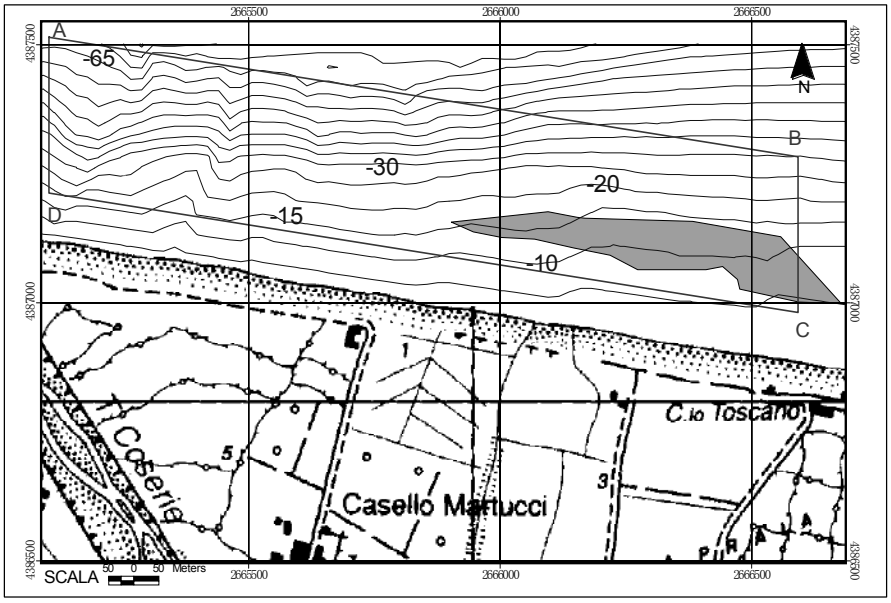


Fig. 1 - Distribuzione delle praterie di *Posidonia oceanica*.
Lay-out of the meadows of Posidonia oceanica.

Caratteristiche fisiografiche delle praterie

Le praterie campionate si presentano piuttosto uniformi con copertura continua; la batimetria del limite superiore incomincia dai 5-6 metri e termina con un

limite inferiore intorno ai 12-15 metri. Sono state osservate zone di radure per via delle correnti dove la prateria non è presente. Il limite inferiore osservato in alcuni tratti è di tipo netto, segno del passaggio delle attività di strascico, mentre è di tipo eroso in altri tratti, a causa di un eccessivo idrodinamismo.

Macrostruttura

Nella Tab. 1 vengono riportati i risultati relativi alle variabili macrostrutturali osservati per le praterie di *P. oceanica* ricadenti nell'area di studio. In particolare, la densità stimata dei fasci/m² è stata di 298±22 (±ES; n=5) ad una profondità media di 11 metri; da tale densità si può evincere, in accordo con il protocollo di Giraud (1977) che le praterie esaminate appartengono al IV stadio di Giraud, configurando una prateria da tipo rada a molto rada. Tuttavia la densità stimata di 298±22 (±ES; n=5) alla profondità di 11 metri secondo il protocollo di Pergent *et al*. (1995) configura una praterie con densità bassa (DB) e densità anomala (DA), andamenti caratteristici di praterie disturbate e molto disturbate (Pergent *et al*., 1995).

Fenologia

I parametri fenologici, riscontrati nelle praterie campionate, hanno evidenziato per la lunghezza della base valori medi di 3,04±0,56 cm (±ES; n=5); per quanto riguarda la lunghezza media delle foglie adulte, sono stati osservati valori di 39,4+6,7 cm (±ES; n=5), mentre per le foglie intermedie e giovanili la lunghezza media misurata è stata di 38,1±8,3 cm e 2,5±1,2 cm (±ES; n=5). Per quanto riguarda la larghezza delle foglie adulte intermedie e giovanili non sono stati riscontrati andamenti particolarmente significativi. Un parametro significativo si è dimostrato, invece, il L.A.I (Leaf Area Index) con un valore di 6,9 piuttosto basso se si considera che l'andamento ottimale per le praterie nel Mediterraneo è di circa 20. Infine il coefficiente A, ossia il numero di apici rotti sul totale delle foglie campionate, si è rilevato piuttosto alto (Tab. 1).

Tab. 1 - Valori delle variabili macrostrutturali e fenologiche delle praterie di *Posidonia oceanica* (±ES; n=5).
Values of the macrostructural and phenological variables of Posidonia oceanica *meadows (±SE; n=5).*

Parametri fenologici	
N° Apici rotti	2,5±0,31
Coefficiente A	8,3
Lunghezza base	3,04±0,56
Lunghezza foglie adulte	39,4±6,7
Lunghezza foglie intermedie	38,1±8,3
Lunghezza foglie giovanili	2,5±1,2
Larghezza foglie adulte	0,8±0,01
Larghezza foglie intermedie	0,7±0,03
Larghezza foglie giovanili	0,6±0,06
Densità fasci/m²	298±22
Superfice fogliare/fascio	371,3
L.A.I	6,9

Conclusioni

I risultati ottenuti nel presente studio preliminare, ci indicano che le praterie esaminate nell'area in concessione nel comune di Rossano non si trovano in uno stato ottimale di salute. Diversi fattori, quali valori elevati di idrodinamismo, la presenza del Torrente Coserie e il tipo di substrato fangoso, limitano in maniera incisiva la distribuzione e la crescita vegetativa della pianta. Il limite inferiore non supera i 12-15 metri, il che è sicuramente dovuto alla non buona trasparenza dell'acqua. Tale situazione è riscontrabile nell'andamento dei parametri macrostrutturali dove sono stati osservati valori di densità molto bassi con i 298±22 fasci/m² alla profondità di 11 metri. Lo stato di sofferenza delle praterie è stato osservato pure a livello dei parametri morfometrici fogliari, con valori piuttosto bassi del L.A.I., pari a 6,9; tale andamento trova spiegazione nell'accumulo di sedimento fine che caratterizza la zona, dovuto al trasporto del Torrente Coserie, il quale crea uno stato di torbidità che limita i processi fotosintetici.

Da non trascurare come fattore di disturbo è l'incidenza dell'attività della pesca a strascico che ha arato buoni tratti dei fondali presi in esame, sdradicando buona parte delle praterie di *Posidonia oceanica*. Si rende necessario, perciò, un intervento di controllo sull'area, allestendo un sistema di sorveglianza ai limiti delle praterie per controllarne la dinamica di regressione. I risultati raccolti confermano l'importanza del posizionamento di sistemi antistrascico, costituiti da piramidi o blocchi in calcestruzzo, a sicura protezione delle praterie dai fenomeni di strascico illegale.

Bibliografia

GIRAUD G. (1977) - Contribution à la description et à la phenologie quantitative des herbiers de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Thèse Doct. Spécialité Océanol.* Univ. Aix-Marseille II: 1-150.

PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., BOUDERESQUE C.F. (1995) - Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état de conneissances. *Mesogée*, **54**: 3-29.

PICKERING H., WHITMARSH D., JENSEN A. (1998) - Artificial Reefs as a Tool to Aid Rehabilitation of Coastal Ecosystems: Investigating the Potential. *Mar. Pollut. Bull.,* **37**: 505-514.

SANCHEZ-JEREZ P., GILLANDERS B.M., RODRIGUEZ-RUIZ S., RAMOS-ESPLA A.A. (2002) - Effect of an artificial reef in *Posidonia* meadows on fish assemblage and diet of *Diplodus annularis. ICES J. Mar. Sci.,* **59**: S59-S68.

Lavoro eseguito nell'ambito del Progetto: "Monitoraggio scientifico per la realizzazione di un'area marina protetta mediante la posa di una barriera artificiale antistrascico", POR Calabria 2000-2006, Asse IV – Misura 4.20.c.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 760-763

D. Savini, A. Marchini, G. Forni, M. Castellazzi

Sez. di Ecologia, Dip. di Ecologia del Territorio, Università di Pavia,
Via S. Epifanio, 14 - 27100 Pavia, Italia.
dario.savini@unipv.it

TOURISTIC HARBOURS AND SECONDARY SPREAD OF ALIEN SPECIES

PORTI TURISTICI E DISPERSIONE SECONDARIA DI SPECIE ALIENE

Abstract

*This preliminary investigation provides evidence of the presence of alien species in touristic harbours, stressing the importance of recreational boating in the secondary dispersal of exotic biota. Samples of zoobenthos collected from four private marinas along the Northern Adriatic coast revealed the presence of 6 aliens of relatively recent introduction out of the 44 identified species: two bivalve molluscs (*Musculista senhousia, Xenostrobus securis*), three crustaceans (*Caprella scaura, Paracerceis sculpta, Rhithropanopeus harrisii*) and one bryozoan (*Tricellaria inopinata*).*

Key-words: *harbours, introduced species, fouling organisms, Northern Adriatic Sea.*

Introduction

Introduction of alien species in aquatic ecosystems is an issue of major concern for the conservation of biodiversity. International guidelines and recommendations (ICES – International Council for the Exploration of the Sea; IMO – International Maritime Organization) have been submitted to the attention of policy makers in order to prevent and control the introduction of non native biota in coastal/brackish ecosystems.

Ballast water, fouling of commercial vessels and aquaculture are generally considered the main vectors responsible of species movement and of their introduction across the oceans, but also touristic harbours could represent a sink/source of alien species propagules. They provide suitable habitat for settlement in the local fouling community and consequently they could play an important role in secondary diffusion of alien species along the littoral by recreational boating.

Materials and methods

In April 2004, a preliminary investigation was carried out along the Northwestern Adriatic coast (Fig. 1) in four private marinas (Chioggia – Sporting club, Goro – Nautica Mondo, Marina di Ravenna – Marinara, Cesenatico – Onda Marina) of similar dimensions and typology (more than 200 berthing places on floating pontoons). The first three marinas are closely related with aquaculture sites; Chioggia and Marina di Ravenna are also located nearby the international commercial ports of Malamocco and Ravenna, respectively; Cesenatico is more isolated from potential sites of primary introduction.

Qualitative samples of fouling organisms were collected from floating pontoons by scraping the encrusting macrozoobenthic community under the low tide mark.

Samples, preserved in 2 liters plastic jars (4% formol solution), were identified at species level using both guides of the Mediterranean fauna and descriptions provided by the CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean Sea (http://www.ciesm.org/atlas/).

Relative species abundance was evaluated with a semi-quantitative scale: + = presence of isolated individuals (colonies), ++ = numerous individuals (colonies), +++ = very numerous individuals (colonies).

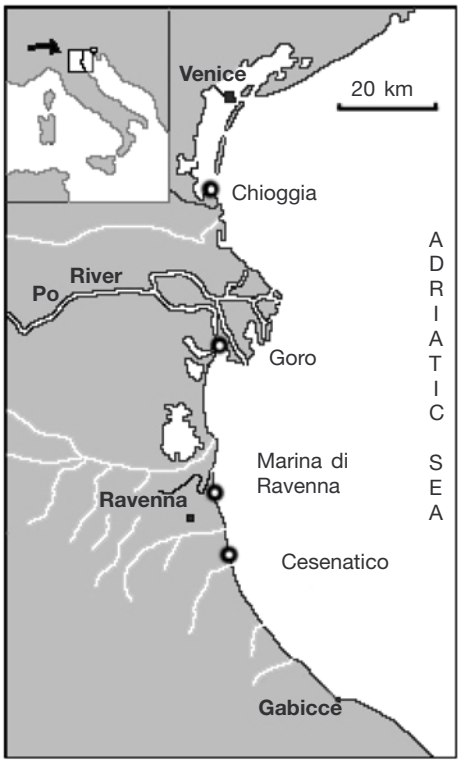


Fig. 1 - Location of the four investigated touristic harbours (Cesenatico, Marina di Ravenna, Goro, Chioggia).
Ubicazione dei quattro porti turistici investigati (Cesenatico, Marina di Ravenna, Goro, Chioggia).

Results

A total number of 44 taxa were identified (Tab. 1), out of which 6 were exotics of relatively recent introduction along the Italian coasts: two bivalve molluscs (*Musculista senhousia*, *Xenostrobus securis*), three crustaceans (*Caprella scaura*, *Paracerceis sculpta*, *Rhithropanopeus harrisii*) and one bryozoan (*Tricellaria inopinata*). Also the serpulids *Ficopomatus enigmaticus* (Australia) and *Hydroides dianthus* (NW Atlantic) are exotic, but are found widely distributed in many italian brackish environments since long time, being reported in the Italian check list of fauna (Castelli *et al.*, 1995). Recreational boating has already been claimed to be responsible for the dissemination of *C. scaura* and *T. inopinata* (Sconfietti *et al.*,

Tab. 1 - List of taxa identified in the four investigated touristic harbours; alien species in bold; relative abundance: + = presence of isolated individuals (colonies), ++ = numerous individuals (colonies), +++ = very numerous individuals (colonies).

Elenco dei taxa identificati nei quattro porti turistici investigati; specie aliene in grassetto; abbondanza relativa: + = presenza di individui isolati (colonie), ++ = individui numerosi (colonie), +++ = individui molto numerosi (colonie).

	Chioggia	Goro	Ravenna	Cesenatico
Polychaetes				
Aphroditidae			+	
Ceratonereis costae	+			
Eunice pennata				+
Ficopomatus enigmaticus		+++		+
Hydroides dianthus			++	
Nereis succinea		++	+	
Perinereis cultrifera	+			
Platynereis coccinea			+	
Polydora ciliata				+
Syllidae	+		+	
Syllis vittata	+		+	
Terebella lapidaria			+	
Thelepus triserialis	+			
Bivalves				
Musculista senhousia		+	+	+
Mytilus galloprovincialis	+	+	++	+
Xenostrobus securis	+	+		
Crustaceans				
Balanus amphitrite		++		+
Balanus eburneus				+
Balanus improvisus			++	
Caprella scaura			++	
Corophium acherusicum			++	
Corophium insidiosum		+	+	+++
Gammaridae	++	+	+	+
Hyale crassipes			+	
Hyale perieri		+		
Jassa marmorata			+	
Melita palmata		+	++	++
Microdeutopus gryllotalpa			+++	
Leptochelia savignyi	+			
Tanais dulongii			+	+
Anthura gracilis	+			
Idotea baltica			+	
Paracerceis sculpta			+	
Sphaeroma serratum		+		+
Rhithropanopeus harrisii		+		
Bryozoans				
Bowerbankia gracilis			+	
Bugula neritina	+		+	
Conopeum seurati		+++		
Electra monostachys			+	
Schizoporella errata	+			
Tricellaria inopinata	++			
Ascidians				
Aplidium sp.	+			
Molgula sp.			+	
Styela plicata	+		+	
Total	15	13	26	12
Alien species	2	3	3	1

2005; Savini *et al.,* 2006), while the possible role of small vessels in the diffusion of the other exotics has never been investigated before.

Despite the descriptive character of the present investigation, a relatively high number of alien species, whose presence had already been reported in italian coastal environments (Forniz and Sconfietti, 1985; d'Hondt and Occhipinti Ambrogi, 1985; Sabelli and Speranza, 1994; Bucci, 1994; Mizzan and Zanella, 1996; Occhipinti Ambrogi, 2000; Sconfietti *et al.,* 2005), was identified also in the fouling community of touristic harbours.

Goro and Ravenna marinas showed the highest numbers of non indigenous species in their fouling community (Goro: *M. senhousia, X. securis; R. harrisii;* Ravenna: *M. senhousia, C. scaura, P. sculpta*); this might be related to their position nearby sites of primary introduction (aquaculture and commercial ports). The presence in the samples of numerous juveniles of *M. senhousia, X. securis, R. harrisii*, ovigerous females of *C. scaura* and ovicells of *T. inopinata* confirms that these species have been originating reproductive established populations in the habitat of collection.

Conclusions

This study provides evidence of the presence of alien species in touristic harbours; future investigations should consider a quantitative evaluation of the "alien community" in this habitat in relation to the surrounding coastal environment in order to clarify the role of recreational navigation in secondary dispersal. Small ports and touristic moorings could represent potential sink and source of invaders, providing additional favourable habitats for settlement and development, hence constituting important sites for studying and managing the phenomenon of alien species diffusion.

References

BUCCI A. (1994) - *Musculista senhousia* (Benson) nel Mare Adriatico (Bivalvia, Mytilidae). *Quad. Studi Nat. Romagna*, Cesena, **3**: 53-54.

CASTELLI A., ABBIATI M., BADALAMENTI F., BIANCHI C.N., CANTONE G., GAMBI M.C., GIANGRANDE A., GRAVINA M.F., LANERA P., LARDICCI C., SOMASCHINI A., SORDINO P. (1995) - *Annelida Polychaeta, Pogonophora, Echiura, Sipuncula*. In: Minelli A., Ruffo S., La Posta S. (eds), *Checklist delle specie della fauna italiana*. Calderini Ed., Bologna, **19**.

D'HONDT J.-L., OCCHIPINTI AMBROGI A. (1985) - *Tricellaria inopinata*, n. sp., un nuveau Bryozoaire Cheilostome de la faune méditerranéenne. *Mar. Ecol. P.S.Z.N.*, **6**: 35-46.

FORNIZ C., SCONFIETTI R. (1985) - Ritrovamento di *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904) (Isopoda, Flabellifera, Sphaeromatidae) nella laguna di Venezia. *Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia*, **34**: 197-203.

MIZZAN L., ZANELLA L. (1996) - First record of *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) (Crustacea, Decapoda, Xanthidae) in the italian waters. *Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia*, **46**: 109-118.

OCCHIPINTI AMBROGI A. (2000) - Biotic invasion in a Mediterranean Lagoon. *Biol. Invas.*, **2**: 165-176.

SABELLI B., SPERANZA S. (1994) - Rinvenimento di *Xenostrobus* sp. (Bivalvia: Mytilidae) nella laguna di Venezia. *Boll. Malacol.*, **29** (9-12): 311-318.

SAVINI D., OCCHIPINTI AMBROGI A., MINCHIN D., FLOERL O. (2006) – A concealed aspect in coastal water conservation: the diffusion of alien introduced species by recreational boating. *Biol. Mar. Medit.,* **13** (1): 764-772.

SCONFIETTI R., MANGILI F., SAVINI D., OCCHIPINTI AMBROGI A. (2005) - Diffusion of the alien species *Caprella scaura* Templeton, 1836 (Amphipoda: Caprellidae) in the Northern Adriatic sea. *Biol. Mar. Medit.,* **12** (1): 335-337.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 764-772

D. Savini, A. Occhipinti Ambrogi, D. Minchin[1], O. Floerl[2]

Sez. di Ecologia, Dip. di Ecologia del Territorio, Università di Pavia,
Via S. Epifanio, 14 - 27100 Pavia, Italia.
dario.savini@unipv.it
[1]Marine Organism Investigations, 3 Marina Village, Ballina, Killaloe, Co Clare, Ireland.
[2]National Institute of Water and Atmospheric Research, PO Box 8602, Christchurch, New Zealand.

A CONCEALED ASPECT IN COASTAL WATER CONSERVATION: THE DIFFUSION OF ALIEN INTRODUCED SPECIES BY RECREATIONAL BOATING

UN ASPETTO POCO NOTO NELLA CONSERVAZIONE DELLE ACQUE COSTIERE: LA DIFFUSIONE DI SPECIE ALIENE INTRODOTTE TRAMITE LA NAVIGAZIONE DA DIPORTO

Abstract

Small recreational craft are potential vectors for the distribution of aquatic organisms in freshwater, brackish and marine environments. In this account we demonstrate that recreational boating is increasing in temperate, Mediterranean and semi-tropical environments. Transfer hazard of alien species was examined in Italy, Ireland, Australia and New Zealand by investigating: small craft traffic patterns, recreational port capability (regional number of moorings available/coastal length), port and hull fouling communities.

Key-words: *introduced species, recreational boating, coastal water, conservation, hulls.*

Introduction

Alien species transfers and introductions are recognised as one of the most important ecological issues of our century; this phenomenon is strictly connected with the globalization of markets and the increase of trades between distant biogeographical areas (Bright, 1999; Dukes and Mooney, 1999; Pimentel *et al.*, 2000). Species are usually transfered *via* a number of vectors as primary movements involving long distances and then subsequently with secondary movements involving a greater number of distribution modes associated to the intentional or unintentional actions of man. Navigation and aquaculture are considered the main vectors of species introduction into the aquatic environment (Carlton and Geller, 1993; Garibaldi and Bartley, 1999). Moreover, it has been demonstrated that changes to natural geographic barriers (e.g. the construction of the Suez Canal) and global climate play a fundamental role in providing new opportunities for species to spread (Por, 1971; Galil, 2000; Stachowicz *et al.,* 2002). Finally, trades in ornamental species often represent alternative accidental vectors of species introduction as shown in the well known case of the invasion by the aquarium tropical algae *Caulerpa taxifolia* into the Mediterranean Sea and along the coasts of California (Jousson *et al.*, 2000; Meinesz *et al.,* 2001).

Introduction of new species can result in short or long-term impacts within the receiving ecosystem; where some invasions occur this can result in biodiversity loss and ecological/economic consequences to the altered ecosystem (Davis, 2003). Invasions can result in impacts on an ecosystem in various ways such as: competition, habitat modification, predation, herbivory, hybridization, parasitism, and toxicity (Ruiz *et al.,* 1999).

The appearance of exotic species in several port regions has been increasing (Cohen and Carlton, 1988; Hewitt *et al.,* 1999; Occhipinti Ambrogi, 2002; Occhipinti and Savini, 2003). Despite the general knowledge that hull fouling is an important vector, the role of small craft in transmissions has only recently become accepted. Fouling is usually prevented by antifouling paints, but highly effective biocides incorporated in paints, such as tri-butyl-tin have been prohibited since mid-1980's in many countries on vessels <25 m. This could mean that isolated marinas may have become more vulnerable to receiving exotic species in response to the improved water quality. Recreational boats berthed at these marinas have the potential to spread exotic species.

In this account we examine small craft as a vector in widely dispersed regions from temperate, Mediterranean and sub-tropical environments to draw together some general patterns and examine the evidence for some species transmissions. We demonstrate small-craft numbers, especially those associated with leisure activities, have increased, can range over great distances and do carry exotic species.

Referenced cases of species introduction by small craft

Some cases of alien species introduction and dissemination by recreational boating have been reported in the literature. Spread of these species has occurred in marine, brackish and freshwater environments, with transportation of organisms *via* hull fouling, entanglement on projecting equipment or from fragmentation or drop-off of individuals.

The invasion of the bivalve *Mytilopsis sallei* in Darwin, Australia, resulted from a primary inoculation from overseas yachts in March 1999 (Thresher, 1999). Small vessels have been also implicated in the diffusion of the invasive strain of the tropical weed *Caulerpa taxifolia* along the Mediterranean, through entanglement and re-distribution of weed fragments in fishing gear or on anchor chains (Ceccherelli and Cinelli, 1999; Meinesz *et al.,* 2001; Relini *et al.,* 2000).

The encrusting bryozoans *Watersipora subtorquata* and *W. arcuata* are common exotic fouling species in ports and marinas around Australia, New Zealand and California. Transport to and within these areas was due to international shipping (Gordon and Mawatari, 1992; Hewitt *et al.,* 1999). *W. subtorquata* is a frequent fouling organisms on private yachts. In Queensland, it occurred on 46% of 70 domestic and international yachts sampled in three coastal marinas (Floerl, 2002). In New Zealand, 24% of 189 international yachts sampled were fouled with this bryozoan (Floerl, unpubl. data). *W. subtorquata* has a tolerance of antifouling biocides including copper and can form a basal platform for attachment of other epibiotic organisms (Wisely, 1962; Ng and Keough, 2003).

The Australasian barnacle *Elminius modestus* was introduced to the south coast of Britain in the 1940's, from where it spread to Ireland (Beard, 1957). In Ireland, the species is frequently associated with recreational boating marinas and yacht anchorages. In the 1950s and the following two decades, it was commonly found fouling dinghies on running moorings in Cork Harbour (Minchin, pers. obs.), an important sailing and cruising centre.

The Indo-Pacific tubeworm *Ficopomatus enigmaticus* was first recorded from Ireland in 1971 (Kilty and Guiry, 1973) in the more brackish regions of Cork Harbour. Since about 1996, *F. enigmaticus* has been abundant on keels, bow-thrusters, rudder spaces and hull projections of recreational craft moored within a

marina in the Shannon River estuary. *F. enigmaticus* has also been introduced to New Zealand, where it caused extensive nuisance growths on boat hulls and navigational structures in several ports and harbours.

The spread to Ireland, of the Ponto-Caspian zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in 1993-1994 is thought to have occurred following movements of leisure craft with fouled hulls imported from the midlands of Britain (Pollux *et al.,* 2003). Spread within Ireland took place with leisure craft along navigable lakes and rivers and interconnecting canals, and also with overland transport of small boats to otherwise isolated lakes (Minchin *et al.*, 2003).

The crustacean *Caprella scaura* was collected for the first time in the Mediterranean in the Venice Lagoon in 1994 (Sconfietti and Danesi, 1996); this species is native to Australia (Hale, 1929) and common within fouling communities. It has no pelagic phase and usually occurs among green algae, hydrozoans, or erect branching bryozoans, as well as between the byssal threads of mussels. *C. scaura* Between 1997 and 2004 the species spread to locations up to 74 nautical miles from Venice, and was reported from recreational boating marinas (Sconfietti *et al.,* 2005).

Since its first discovery in May 1982 (d'Hondt and Occhipinti Ambrogi, 1985), the bryozoan *Tricellaria inopinata* has been spreading throughout the Lagoon of Venice, Italy, at an estimated rate of at least 6 km per year with impacts on populations of native bryozoa (Occhipinti Ambrogi, 1990). Colonies became abundant on wooden navigation piles, walls, piers, marinas, moorings and aquaculture structures. *T. inopinata* has been found mainly on yacht hulls and in harbours principally used by leisure craft. Following its appearance in Venice Lagoon, it was found in the Lagoon of Grado Marano, 70 km to the NE of Venice in 1998 and later in European marinas located in Britain, Spain, the Netherlands, Belgium and France (Dyrynda *et al.,* 2000; De Blauwe and Faasse, 2001; Fernández Pulpeiro *et al.*, 2001) outside of commercial shipping routes.

Hull-fouling organisms on small craft in locations worldwide

Yachts within marinas in Ireland, Italy, Spain and Hawaii were examined under calm and good light conditions from pontoons (Minchin, unpubl. data). Levels of fouling were arbitrarily defined from no noticeable fouling to heavy incrustation. These surveys were followed up with boatyard studies to score the principal fouling taxa. Results showed that greatest fouling occurred in warmest waters (Fig. 1). In Honolulu marina (Hawaii) small vessels had significant fouling (76% fouled hulls), sufficient for pufferfish to feed on, while in Mediterranean marinas (Spain, Italy) the percentage of fouled craft was 40-46%, with less fouling protruding from the hull but with algal films and fine filamentous green algae on which mullet appeared to feed. In Irish waters the levels of fouling were less (31% fouled hulls) using the observation method used. Thus it would appear that fouling on yachts in different world regions varies, being less in cooler regions. Reasons for this variation could be due to the influence of temperature on the generation time of the fouling community helped by a decreased efficiency of antifouling paint in warmer seas.

By comparing the main sessile marine taxa occurring on small craft hulls in Italy (Savini and Occhipinti Ambrogi, unpubl. data), Ireland (Minchin, unpubl. data), Spain (Minchin, unpubl. data), Australia (Floerl, 2002), Hawaii (Minchin, unpubl. data; Godwin *et al.,* 2004) and New Zealand (Floerl, 2002) (Fig. 2), the

main represented groups were sponges, serpulid polychaetes, bryozoans and barnacles; these taxa occurred in all six localities investigated, while anthozoans and crustacean isopods were represented only in Ireland and Italy respectively.

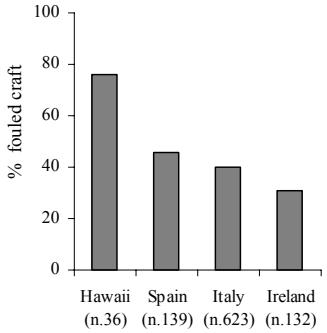


Fig. 1 - Percentage of small craft showing fouled hulls in some touristic marinas of Hawaii, Spain, Italy and Ireland (Minchin unpub.); n. = sample size.
Percentuale di piccole imbarcazioni che mostrano la chiglia ricoperta da fouling in alcuni porti turistici di Hawaii, Spagna, Italia e Irlanda (Minchin unpub.); n = dimensioni del campione.

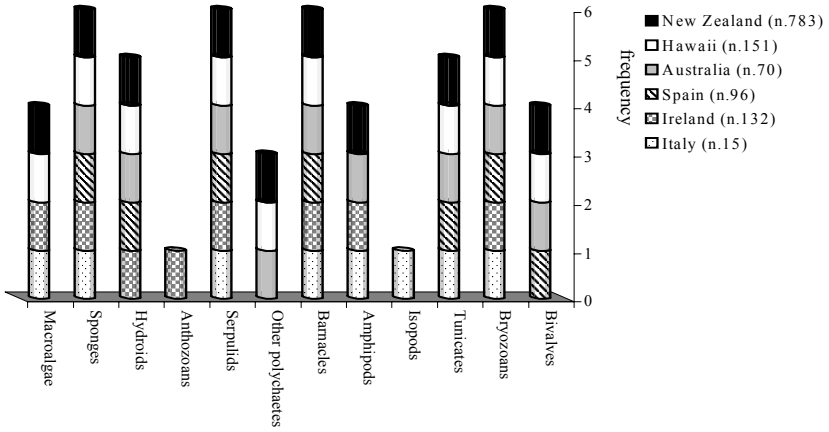


Fig. 2 - Sessile marine taxa found on small craft hulls in Italy (five marinas), Ireland (two marinas), Spain (two marinas), Hawaii (two marinas) New Zealand (five marinas) and Australia (three marinas); n. = sample size.
Taxa marini sessili ritrovati sulle chiglie di piccole imbarcazioni in Italia (cinque marine), Irlanda (due marine), Spagna (due marine), Hawaii (due marine), Nuova Zelanda (cinque marine) e Australia (tre marine); n = dimensione del campione.

The increase in the recreational boating industry

In recent years, there has been a worldwide increase in the number of recreational vessels and their associated marinas and moorings. In Queensland, Australia, for example, the number of coastal marinas has increased eleven-fold, from five in 1960 to 54 in 2000 (Floerl, 2002). In Italy, small craft marinas and ports have

increased in number by 73% between 1985 (403 marinas) and 2002 (716 marinas), and currently provide mooring space for approximately 116,000 small craft (Pagine Azzurre, 1986, 2003). In Ireland, no marinas existed in the mid-1970s and coastal moorings were used for small craft. Today, there are 29 marinas along the coast and four further marinas planned (Minchin, unpubl. data). On the Shannon River, an inland waterway for recreational craft the number of boat passes from one large lake, Lough Derg, show an increase of about nine times in 25 years, from 1,360 in 1970 to over 10,000 after the year 2000 (McCarthy, pers.comm.).

Small craft moorings are not evenly distributed along the coast, consequently those regions with a high densities of moorings may have a greater opportunity of becoming subjected to alien species inoculation or aid in their secondary diffusion when compared to those regions with low mooring density, since the probability of alien species establishment is a function of propagule supply (Ruiz *et al.,* 2000). This can be described using the Index of Recreational Port Capability (RPCI) (Tab. 1). This index refers to the number of moorings/marina berths available within a given region of coastline in kilometres (Occhipinti Ambrogi, 2002). The average RPCI value for Italy in 2002 was equivalent to 26 moorings/berths per kilometer of Italian mainland and islands coastal length; the highest concentrations of moorings/berths occurred on the coasts of Veneto and Friuli (Northwestern Adriatic) with about 90+ moorings per km of coastline. The Northern Adriatic has been identified as a prominent hot spot of species introduction in the Mediterranean (Occhipinti and Savini, 2003), thus a the frequent movement of small craft to and from this region could aid further spread of alien species.

Tab. 1 - Regional number of moorings (N. moor.) per km coastal length (C. length) (Index of Recreational Port Capability - RPCI) (Occhipinti Ambrogi, 2002). Comparison of index values and percentages of RPCI increase (% RPCI incr) from 1999 to 2002.

Numero regionale di ormeggi (N. moor.) per km di costa (C. length) (Index of Recreational Port Capability – RPCI) (Occhipinti Ambrogi, 2002). Confronto tra i valori dell'indice ed aumento percentuale di RPCI (% RPCI incr) dal 1999 al 2002.

Region	N. moor. 1999	N. moor 2002	C. length (km)	RPCI 99	RPCI 02	99-2002 diff	% RPCI incr
Friuli and Veneto	17779	22217	240.9	73.8	92.2	18.4	20.0
Liguria	15758	17210	330	47.8	52.2	4.4	8.4
Emilia, Marche, Abruzzo, Mol	9952	11070	432	23.0	25.6	2.6	10.1
Lazio	6104	6281	350	17.4	17.9	0.5	2.8
Toscana	9427	11444	572.6	16.5	20.0	3.5	17.6
Campania	7225	9864	462.2	15.6	21.3	5.7	26.8
Sardegna	15314	16508	1898	8.1	8.7	0.6	7.2
Puglia	5063	6839	829.9	6.1	8.2	2.1	26.0
Sicilia	7301	11109	1424.7	5.1	7.8	2.7	34.3
Basilicata and Calabria	2772	3569	769.2	3.6	4.6	1.0	22.3

Tab. 1 shows that density of moorings per km coastline has greatly increased in recent years, mainly in the southern regions and main islands of Italy, where there is a demand for new marina sites because of a shortage of berthing space. Sicilia, Campania and Puglia showed a percentage of increase in the Recreational Port Capability Index (% RPCI incr.) greater than 25% within three years (1999-2002). Friuli and Veneto, already regions bearing the highest concentration of berthing places, increased their port capability by 20% with the construction of 4438 new mooring places.

Recreational navigation in Italy is growing rapidly and this has been favoured by recent legislation (DPR 509/97), that appoints the management of coastal state property at regional and municipal administration level instead of at national one. This implies a local, and therefore an easier procedure to facilitate the construction of new marinas. This, in combination with simpler procedures for obtaining licences and in the registration of craft as well as reduced navigation fees (legislative decree 172/2003), is likely to further enhance leisure craft numbers in coastal waters supported by a continuing development of facilities in port regions.

Long distance and short distance small craft traffic

Long distance voyages are normally undertaken by sailing yachts. This is because using fuel for propulsion over large distances is not convenient on account of the storage space required and for reasons of fuel cost. Cruising yachts travel at comparatively low speeds when compared with shipping, thus fouling tend not to be so easily dislodged in fair weather. There are some specific patterns and situations which determine preferential routes of yachts across oceans (Cornell, 2002):

1. Yachts have specific routes so as to take advantage of wind speed and direction as well as ocean current patterns to reduce the extent of a voyage. The most practical route for yachts on world cruises is to sail westwards;
2. tropical storms in certain world regions take place over known times, however, the frequency and strength are unpredictable. Cruising in such areas normally takes place when conditions are more favourable;
3. the routes can be seasonally determined so as to avoid the hurricane season in the Caribbean in the summer and autumn and gravitating to areas where the risk of such events is not known, or is low. These patterns may coincide with opportunities for colonisation, a large number of boats clustering together in tropical areas, not subject to storm activity at that time, to provide a combined inoculum of alien propagules from which a colonisation might arise;
4. ocean-going yachts generally follow the trading routes of former sailing ships. However, as exotic species become spread there are more opportunities to extend ranges of these species on recreational craft.

Italy receives ocean-going yacht traffic as they pass through the Mediterranean Sea. These arrive either by entering the Straits of Gibraltar, for those arriving from Northern Europe and the Americas, or at Port Said on the Suez Canal for yachts arriving from the Indo-Pacific. The preferred routes include the Balearics, French Riviera, Sicily, Malta, Greece, Cyprus, Israel and then Port Said (Cornell, 2002).

A large proportion of domestic small craft are seldom used and/or tend to remain locally rather than travel for long distances, but their short journey along the coast can be implicated in secondary (local) spreading of alien species.

From an investigation conducted in 13 private marinas in Emilia Romagna (Gurioli, 2004) domestic recreational boats are used only for 46 day/year and the main destination in summer is Croatia (>97% trips). Other places visited include Venice, Trieste, Ancona and the Tremiti islands. Along the Adriatic coast of Italy sailing yachts are more utilised than motor craft, their annual use being of 63 days per year against 34 days per year (Gurioli, 2004). However, in many coastal locations around the world, domestic small craft are frequently moored within or close to centres of international shipping activity. Such craft may become colonised by alien species established in these locations carried there by ships and spread these to remote bays.

Conclusions

Small craft worldwide are involved in the spread of several non-indigenous aquatic taxa. Small craft can facilitate the spread of alien species in two different ways: (1) by introducing new, previously absent species, and (2) by facilitating the secondary spread of already established species. It is likely that centres of shipping and boating activity, such as commercial ports, popular yachting destinations, marine protected areas and international points of entry are at highest risk of containing or becoming inoculated with alien species or their propagules. Recreational boating is a growth area in many world regions demonstrated by the rapid development of marina sites, berthing places and boat activity along coasts and inland waterways. This traffic is likely to further increase the propagule pressure of alien species transmitted within the hull fouling community. Moreover, modern marinas are becoming larger and these in turn alter the water flow and retention of water that may provide favourable conditions for exotic species recruitment (Floerl and Inglis, 2003).

Screening systems and risk assessment models have been developed for ballast water (Haugom *et al.,* 2002) and also for the imports of terrestrial plants and animals (Ruesnik *et al.,* 1995); similar approaches are required for managing alien species on the hulls of small craft.

Riassunto

L'invasione di specie aliene in ambiente acquatico costituisce una delle problematiche ecologiche maggiormente dibattute a livello internazionale; il fenomeno è universalmente riconosciuto come seriamente dannoso per la biodiversità e per l'economia del nostro pianeta. Il trasferimento di specie si realizza per effetto di molteplici vettori, ma è comunque associato all'azione, volontaria o involontaria, dell'uomo; in ambiente acquatico, la navigazione commerciale, l'acquacoltura, la costruzione di corridoi ecologici artificiali (es. Canale di Suez), lo scambio di specie destinate alla ristorazione e all'allestimento di acquari, hanno dimostrato in diverse occasioni la loro efficacia nel trasportare specie al di fuori del proprio areale biogeagrafico nativo.

Nel presente scritto gli Autori prendono in considerazione il "fouling" dei piccoli natanti/imbarcazioni da diporto (<25 m) quale ulteriore vettore di introduzione e diffusione di specie. A dimostrazione dell'importanza di questo meccanismo di trasferimento vengono riportati alcuni esempi di casi noti di introduzione causata da piccole imbarcazioni da diporto; inoltre vengono riportati alcuni parametri quali: (1) composizione della comunità del fouling dei natanti (2) crescita del settore della nautica da diporto, (3) direzione ed entità del traffico nautico su lunga e breve distanza, utili alla definizione e quantificazione del rischio di introduzione di specie aliene in ambiente marino costiero. I risultati dell'indagine mostrano una notevole crescita a livello mondiale della navigazione da diporto, con tendenza all'aumento del traffico, accompagnata da un imponente sviluppo di strutture portuali lungo le coste. Per lo studio e la gestione delle introduzioni e delle bioinvasioni in ambiente acquatico, risulta quindi di fondamentale importanza prendere in considerazione anche questo importante vettore di trasferimento.

Acknowledgements

We thank Cormac McCarthy of Waterways Ireland for information on Shannon River boat traffic.

References

BEARD D.M. (1957) - Occurrence of *Elminius modestus* Darwin in Ireland. *Nature*, **180**: 1145.

BRIGHT C. (1999) - Invasive species: pathogens of globalisation. *Foreign Policy,* **116**: 50–64.

CARLTON J.T., GELLER J.B. (1993) - Ecological roulette: the global transport and invasion of nonindigenous marine organisms. *Science*, **261**: 78-82.

CECCHERELLI G., CINELLI F. (1999) - The role of vegetative fragmentation in dispersal of the invasive alga *Caulerpa taxifolia* in the Mediterranean *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **182**: 299-303.
COHEN A.N., CARLTON J.T. (1998) - Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. *Science,* **279**: 555-558.
CORNELL J. (2002) - *World cruising routes*. McGraw Hill, London: 624 pp.
DAVIS M.A. (2003) - Biotic Globalization: Does competition from introduced species threaten biodiversity? *Bioscience,* **53** (5): 481-489.
DE BLAUWE H., FAASSE M. (2001) - Extension of the range of the bryozoans *Tricellaria inopinata* and *Bugula simplex* in the North-East Atlantic Ocean (Bryozoa: Cheilostomatida). *Neterlandse Faunistische Medelingen,* **14**: 103-112.
DUKES J.S., MOONEY H.A. (1999) - Does global change increase the success of biological invaders? *Trends Ecol. Evol*., **14**: 135-139.
DYRYNDA P.E.J., FAIRALL V.R., OCCHIPINTI AMBROGI A., d'HONDT J.-L. (2000) - The distribution, origins and taxonomy of *Tricellaria inopinata* d'Hondt and Occhipinti Ambrogi, 1985, an invasive bryozoan new to the Atlantic. *J. Nat. Hist.,* **34**: 1993-2006.
FERNANDEZ PULPEIRO E., CESAR-ALDARIZ J., REVERTER GIL O. (2001) - Sobre la presencia de *Tricellaria inopinata* d'Hondt and Occhipinti Ambrogi, 1985 (Bryozoa, Cheilostomatida) en el literal gallego (N.O. España). *NACC Bioloxia,* **11**: 207-213.
FLOERL O. (2002) - *Intracoastal spread of fouling organisms by recreational vessels.* PhD Dissertation, James Cook University, Townsville: 293 pp.
FLOERL O., INGLIS G. (2003) - Boat harbour design can exacerbate hull fouling. *Austral Ecol.,* **28**: 116-127.
GALIL B.S. (2000) - A sea under siege-alien species in the Mediterranean. *Biol. Invasions*, **2**: 177-186.
GARIBALDI L., BARTLEY D. (1999) - The database on introductions of aquatic species (DIAS): the web site. *FAO Aquaculture Newsletter* **21**: 20-24.
GODWIN L.S., ELDREDGE L.G., GAUT K. (2004) - *The assessment of hull fouling as a mechanism for the introduction and dispersal of marine alien species in the main Hawaiian Islands*. Bishop Museum Technical Report No 28, Honolulu, Hawaii: 113 pp.
GORDON D.P., MAWATARI S.F. (1992) - Atlas of marine fouling bryozoa of New Zealand Ports and Harbours. *Miscellaneous Publications of the New Zealand Oceanographic Institute*, **107**: 1-52.
GURIOLI E. (2004) - *Il turismo nautico in Emilia Romagna. Indagini sui comportamenti dei diportisti circa l'utilizzo dell'imbarcazione*. Osservatorio Turistico Regionale, Emilia Romagna: 56 pp.
HALE H.M. (1929) - *The crustaceans of South Australia.* Part II. Adelaide, Government Printer: 201-380.
HAUGOM G.P., BEHRENS H.L., ANDERSEN A.B. (2002) - Risk based methodology to assess invasive aquatic species in ballast waters. In: Leppäkoski E., Gollasch S., Olenin S. (eds), *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management*. Kluwer, Dordrecht: 467-476.
HEWITT C.L., CAMPBELL M.L., THRESHER R.E., MARTIN R.B. (1999) - Marine Biological Invasions of Port Phillip Bay, Victoria. Centre for research on Introduced marine pests. *Technical Report No 20* CSIRO Marine Research, Hobart: 344 pp.
d'HONDT J-L., OCCHIPINTI AMBROGI A. (1985) - *Tricellaria inopinata*, n. sp., un nouveau bryozoaire cheilostome de la faune méditerranéenne. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, **6** (1): 35-46.
JOUSSON O., PAWLOWSKI J., ZANINETTI L., ZECHMAN F.W., DINI F., DI GIUSEPPE G., WOODFIELD R., MILLAR A., MEINESZ A. (2000) - Invasive alga reaches California. *Nature,* **408**: 187–188.
KILTY G.M., GUIRY G.M. (1973) - *Mercierella enigmatica* Fauvel (Polychaeta, Serpulidae) from Cork Harbour. *Irish Naturalists' Journal,* **11**: 379-381.
MEINESZ A., BELSHER T. THIBAUT T. ANTOLIC B., MUSTAPHA K.B., BOUDOURESQUE C.F., CHIAVERINI D., CINELLI F., COTTALORDA J.-M., DJELLOULI A., EL ABED A., ORESTANO C., GRAU A.M., IVESA L., JAKLIN A., LANGAR H., MAS-

SUTI-PASCUAL E., PEIRANO A., TUNESI L., DE VAUGELAS J., ZAVODNIK N., ZULJEVIC A. (2001) - The introduced green alga *Caulerpa taxifolia* continues to spread in the Mediterranean. *Biol. Invasions*, **3**: 201–210.

MINCHIN D., MAGUIRE C., ROSELL R. (2003) - The zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pallas) invades Ireland: human mediated vectors and the potential for rapid intranational dispersal. Biology and Environment. *Proceedings of the Royal Irish Academy,* **103B** (1): 23-30.

NG T.Y.T., KEOUGH M.J. (2003) - Delayed effects of larval exposure to Cu in the bryozoan *Watersipora subtorquata*. *Mar Ecol.Prog. Ser.,* **257**: 85.

OCCHIPINTI AMBROGI A. (1990) - The spread of *Tricellaria inopinata* into the Lagoon of Venice: an ecological hypothesis. In: Bigey F.P. (ed), Bryozoaires actuels et fossiles: Bryozoa living and fossil. *Bull. Soc. Sci. Nat. Ouest Fr. Mem. H.S*, **1**: 299-308.

OCCHIPINTI AMBROGI A. (2002) - Susceptibility to invasion: assessing scale and impact of alien biota in the Northern Adriatic. In: Alien marine organisms introduced by ships in the Mediterranean and Black seas. *CIESM Workshop Monographs*, Monaco, **20**: 69-73.

OCCHIPINTI AMBROGI A., SAVINI D. (2003) - Bioinvasions as a component of global change in a stressed marine ecosystem. *Mar. Poll. Bull.*, **46**: 542-551.

PAGINE AZZURRE (1986) - *Il Portolano dei mari d'Italia*. 2. Copyright Pagine Azzurre s.r.l.: 464 pp.

PAGINE AZZURRE (2003) - *Il Portolano dei mari d'Italia*. 19. Copyright Pagine Azzurre s.r.l.: 830 pp.

PIMENTEL D., LACH L., ZUNIGA R., MORRISON D. (2000) - Environmental and economic costs of non-indigenous species in the United States. *Bioscience,* **50** (1): 53–65.

POLLUX B., MINCHIN D., VAN DER VELDE G., VAN ALLEN T., MOON-VAN DER STAAY S.Y., HACKSTEIN J. (2003) - Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in Ireland, AFLP- fingerprinting and boat traffic both suggest an origin from Britain. *Freshwater Biol.,* **48**: 1127-1139.

POR F.D. (1971) - One hundred years of the Suez Canal - a century of Lessepsian migration: Retrospects and viewpoints. *Syst. Zool.,* **20***:* 138-159.

RELINI G., RELINI M., TORCHIA G. (2000) - The role of fishing gear in the spreading of allocthonous species:the case of *Caulerpa taxifolia* in the Liguran Sea. *ICES J. Mar. Sci.*, **57**: 1421-1427.

RUESINK J.L., PARKER I.M., GROOM M.J., KAREIVA P.M. (1995) - Reducing the risk of nonindigenous species introductions. *BioScience*, **45**: 465-477.

RUIZ G.M., FOFONOFF P., HINES A.H. (1999) - Non-indigenous species as stressors in estuarine and marine communities: assessing invasion impacts and interactions. *Limnol. Oceanogr.,* **44** (3): 950-972.

RUIZ G.M., FOFONOFF P.W., CARLTON J.T., WONHAM M.J., HINES A.H. (2000) - Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. *Annual Reviews in Ecology and Systematics,* **31**: 481-531.

SCONFIETTI R., DANESI P. (1996) - Variazioni strutturali in comunità di Peracaridi agli estremi opposti del bacino di Malamocco (laguna di Venezia). *S.It.E. Atti*, **17**: 407-410.

SCONFIETTI R., MANGILI F., SAVINI D., OCCHIPINTI AMBROGI A. (2005) - Diffusion of the alien species *Caprella scaura* Templeton, 1836 (Amphipoda:Caprellidae) in the Northern Adriatic Sea. *Biol. Mar. Medit.,* **12** (1): 335-337.

STACHOWICZ J.J, TERWIN J.R., WHITLATCH R.B., OSMAN R.W. (2002) - Linking climate change and biological invasions: Ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. *PNAS*, **26** (24): 15497–15500.

THRESHER R.E. (1999) - Diversity, impacts and options for managing invasive marine species in Australian waters. *J. Environ. Manage.*, **6**: 137-148.

WISELY B. (1962) - Effect of an antifouling paint on a bryozoan larva. *Nature*, **193**: 543-544.

Dan Minchin was supported by the European Union Framework 6th Programme, ALARM contract GOCE-CT-2003-506675.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 773-776

K. Scarfì, A. Mauceri, M. Maisano, F. Minniti, R. Bruno, S. Fasulo

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 – 98166 S. Agata, Messina, Italia.
sfasulo@unime.it

ALTERAZIONI MORFO-FUNZIONALI DELL'EPITELIO BRANCHIALE DI *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* (L.) PROVENIENTE DA AMBIENTE NATURALE ANTROPIZZATO

MORPHO-FUNCTIONAL ALTERATIONS IN BRANCHIAL EPITHELIUM OF MYTILUS GALLOPROVINCIALIS *(L.) LIVING IN NATURAL AND POLLUTED ENVIRONMENTS*

Abstract

The aim of this work was to identify useful biomarkers in order to point out morpho-functional modifications in the branchial epithelium of the Mediterranean mussel Mytilus galloprovincialis *living in normal and polluted environments. Preliminary results clearly shows specific immunohistochemical differences (production of vaso-active substances and inhibition enzymatic activities with ion transport alterations) in relation to different environmental conditions.*

Key-words*: ecotoxicology, mussel,* Mytilus galloprovincialis*, gills, immunoistochemistry.*

Introduzione

I Molluschi, ed in particolare i Bivalvi, vengono ben utilizzati come "bioindicatori" per l'inquinamento marino poiché presentano una notevole tolleranza ai metalli pesanti presenti sia nella catena trofica sia nelle acque (Goldberg, 1976). I metalli, infatti, essendo non biodegradabili persistono nell'ambiente e tendono ad accumularsi all'interno di tessuti ed organi (Nolan *et al*., 1984; Moore, 1985; Gundacker, 1999; Domouhtsidou e Dimitriadis, 2000; Dimitriadis *et al*., 2003; Dailianis *et al*., 2003). Per tale motivo l'accumulo di queste sostanze in organi-bersaglio viene utilizzato come indicatore di contaminazione ambientale. Le branchie, per la loro localizzazione, rappresentano un organo bersaglio e pertanto possono subire variazioni funzionali e strutturali con la conseguente compromissione di sistemi enzimatici interessati nei processi di neurotrasmissione, nella risposta immunitaria e nel trasporto transepiteliale di ioni.

Lo scopo del presente studio è quello di individuare dei "biomarkers" utili ad identificare alterazioni nei meccanismi di osmoregolazione, detossificazione, respirazione e neurotrasmissione dovute ad agenti tossici presenti nell'epitelio branchiale del mollusco *Mytilus galloprovincialis* mediante analisi di tipo istologico ed immunoistochimico.

Materiali e metodi

Esemplari di *Mytilus galloprovincialis,* sono stati campionati nell'area altamente antropizzata di Pantano di Faro (ME), la cui salinità varia tra 32-36‰ e come confronto sono stati esaminati individui della stessa specie provenienti da un allevamento di Rimini, dotato di depuratore (zona A, D.L. 530/92), la cui salinità varia tra 28-36‰.

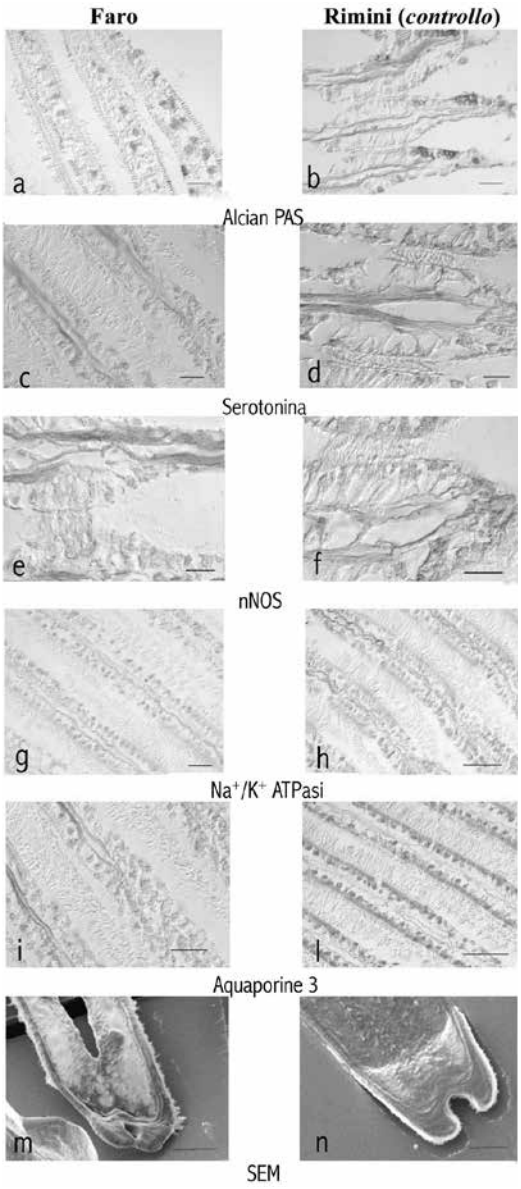


Fig. 1 - *Mytilus galloprovincialis.* a)-b) Reazione Alcian-Pas su epitelio branchiale di esemplari provenienti da Faro e da Rimini, per evidenziare le cellule mucose (bar: 20 μm); c)-l) Confronto, tramite utilizzo di alcune sostanze utilizzate come biomarkers, fra individui provenienti da Faro e da Rimini (bar: 20 μm); m)-n) Osservazioni al Microscopio elettronico a scansione di epiteli branchiali di individui provenienti da Faro e da Rimini (bar: 100 μm).

Mytilus galloprovincialis. *a)-b) Mucous cells Alcian-Pas positive in branchial epithelium of specimens collected from Faro and Rimini (bar: 20 μm); c)-l) Comparison between specimens collected from Faro and Rimini, by substances used as biomarkers (bar: 20 μm); m)-n) SEM micrografs of gills in mussels collected from Faro and Rimini (bar: 100 μm).*

Le branchie sono state prelevate dagli esemplari, fissate in paraformaldeide al 4% e processate con le tecniche istochimiche ed immunoistochimiche. Alcune sezioni sono state colorate con ematossilina-eosina (H/E). Per mettere in evidenza i mucopolisaccaridi acidi sono state trattate alcune sezioni con Alcian blu a pH 2,5 mentre per i polisaccaridi neutri è stata utilizzata la reazione PAS (acido periodico-Schiff). Le reazioni immunoistochimiche sono state eseguite con la tecnica dell'immunoperossidasi indiretta, per la dimostrazione di vari antigeni e peptidi (Mauceri *et al*., 2002). Tutte le osservazioni sono state effettuate con microscopio motorizzato Zeiss Axio Imager Z1 a campo chiaro e contrasto interferenziale.

Risultati

L'epitelio branchiale della specie presa in esame è formato da filamenti più o meno lunghi provvisti di ciglia laterali la cui attività è regolata da fibre nervose che si originano dai gangli viscerali.

I risultati ottenuti con le tecniche istochimiche hanno permesso di evidenziare alterazioni istomorfologiche ed un aumento di cellule mucose negli epiteli branchiali degli esemplari prelevati nelle aree a maggiore impatto di inquinamento naturale (Faro) (Fig. 1a, b). Negli stessi esemplari è stata evidenziata una intensa produzione di sostanze vasoattive come l'NO, da parte del sistema NANC (non colinergico e non adrenergico) essenzialmente di tipo nitrergico, rinvenute nelle fibre che innervano la parte connettivale delle branchie. Allo stesso tempo si è osservata una minore immunopositività per la serotonina (Fig. 1c, d), con inibizione delle fibre serotoninergiche, rispetto agli epiteli di controllo (Rimini) e la contemporanea presenza di numerose fibre nNOS-immunopositive (Fig. 1e, f). Gli esemplari provenienti dalla zona di controllo presentano anche numerose cellule Na^+/K^+ATPasi-immunopositive, mentre in quelli provenienti da Faro si osserva una inibizione di tale attività enzimatica (Fig. 1g, h). Situazione analoga è emersa per le aquaporine, canali poro-affini all'acqua coinvolti nell'attività di trasporto ionico (Fig. 1i, l). Questi dati sono stati anche supportati con osservazioni al SEM (Fig. 1m, n).

Conclusioni

Da questi primi risultati si ritiene che la presenza dell'ossido nitrico (NO) e dei vari componenti bioattivi del sistema NANC nelle fibre nervose e nelle cellule neuroepiteliali possano essere correlate con la modulazione dei meccanismi chemosensoriali per l'ossigeno e della regolazione osmotica. Stefano e Aiello (1975) hanno dimostrato nelle branchie di *M. edulis* la presenza di fibre monoaminergiche che con un duplice meccanismo, dopaminergico e serotoninergico, controllano l'attività delle ciglia. L'inibizione dell'immunopositività delle fibre serotoninergiche delle branchie degli individui prelevati a Faro e la presenza di numerose fibre nNOS-immunopositive è da mettere in relazione con il ruolo regolatore dell'attività delle ciglia. L'inibizione della Na^+/K^+ATPasi e delle aquaporine, coinvolte nell'attività di trasporto ionico, potrebbero essere utilizzati come fattori di stress al fine di monitorare l'inquinamento ambientale.

Pertanto, si può ipotizzare che lo stress ambientale di tipo antropico, riscontrato nel pantano di Faro, provochi notevoli alterazioni a livello branchiale, con possibili ripercussioni nei meccanismi coinvolti nella contaminazione, decontami-

nazione e riparazione tissutale. Questi dati concordano con le precendenti ricerche condotte sulle alterazioni morfologiche e funzionali dell'epitelio branchiale indotte da inquinamento ambientale (Wendelaar Bonga e Lock, 1992; Roumboug e Garside, 1982; Ricard *et al*., 1998; Wang *et al*., 1999; Eddy e Farser, 1982).

Ulteriori indagini in corso, prenderanno in considerazione altri biomarkers al fine di identificare, con metodiche molecolari, eventuali danni precoci a carico di strutture cellulari e tissutali.

Bibliografia

DAILIANIS S., DOMOUHTSIDOU G.P., RAFTOPOULOU E., KALOYIANNI M., DIMITRIADIS V.K. (2003) - Evaluation of neutral red retention assay, micronucleus test, acetylcholinesterase activity and a signal transduction molecule (cAMP) in tissues of *Mytilus galloprovincialis* L., in pollution monitoring. *Marin. Environm. Res*., **56**: 443-470.

DIMITRIADIS V.K., DOMOUHTSIDOU G.P., RAFTOPOULOU E. (2003) - Localization of Hg and Pb in the palps, the digestive gland and the gills in *Mytilus galloprovincialis* L. using autometallography and X-ray miscroanalysis. *Env. Poll*., **125**: 345-353.

DOMOUHTSIDOU G.P., DIMITRIADIS V.K. (2000) - Ultrasctructural localization of heavy metals (Hg, Ag, Pb, Cu) in gills and digestive gland of mussels, *Mytilus galloprovincialis* L. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*., **38**: 472-478.

EDDY F.B., FRASER J.E. (1982) - Sialic acid and mucus production in rainbow trout *Salmo gairdneri* in response to zinc in seawater. *Comp. Biochem. Physiol*.,**73C**: 357-359.

GOLDBERG D.E. (1976) - *Strategies for marine pollution monitoring*. Wiley-Interscience Publication, John Wiley e Sons, New York: 310 pp.

GUNDACKER C. (1999) - Tissue-specific heavy metal (Cd, Pb, Cu, Zn) deposition in a natural population of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* Pallas. *Chemosphere*, **38**: 3339-3356.

MAUCERI A., TIGANO C., FERRITO N., BARBARO B., CALDERARO M., AINIS L., FASULO S. (2002) - Effect of natural confinement on the gill cell types and bony elements of *Lebias fasciata* (Teleostei, Cyprinodontidae): a morphological and immunohistochemical analysis. *Ital. J. Zool*., **69**: 195-203.

MOORE M.N. (1985) - Cellular responses to pollutants. *Mar. Poll. Bull*., **16**: 134-139.

NOLAN C., DUKE E., LORENZON G., SABBIONI E., MARAFANTE E. (1984) – Heavy metal uptake and intracellular binding in isolated gill preparations of *Mytilus galloprovincialis* L. *Sci. Total. Environ*., **40**: 83-92.

RICHARD A.C., DANIEL C., ANDERSON P., HONTELA A. (1998) - Effect of subchronic exposure to cadmium chloride on endocrine and metabolic functions in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Arch. Environ Contam*., **34**: 377-381.

ROUMBOUG P.J., GARSIDE E.T. (1982) - Cadmium toxicity and accumulation in eggs and alevins of Atlantic salmon *Salmo salar*. *Can. J. Zool*., **60**: 2006-2014.

STEFANO G.B., AIELLO E. (1975) - Histofluorescent localization of serotonin and dopamine in the nervous system and gill of *Mytilus edulis* (Bivalvia). *Biol. Bull*., **148**: 141-156.

WANG R., WANG X.T., WU L., MATEESCU M.A. (1999) - Toxic effect of the cadmium and copper on the isolated heart of dogfish shark, *Squalus acanthias*. *J. Toxicol. & Environ. Health*., **13**: 507-519.

WENDELAAR BONGA S.E., LOCK R.A.C. (1992) - Toxicants and osmoregulation in fish. *Neth. J. Zool*., **42**: 478-493.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 777-780

D. Tagliapietra, P. Cordone, G.A. Fenzi, G. Frangipane,
E. Keppel, G. Pessa, V. Zanon

Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Scienze Marine (CNR-ISMAR), Sezione di Venezia
Sistemi Marini e Costieri, Castello, 1364/A - 30122 Venezia, Italia.
davide.tagliapietra@ve.ismar.cnr.it

INTRODUZIONE DI SUBSTRATI ARTIFICIALI E STRUTTURA DELLE COMUNITÀ BENTONICHE DI SUBSTRATO MOBILE IN NORD ADRIATICO

ARTIFICIAL REEF AND SOFT BOTTOM BENTHOS IN NORTHERN ADRIATIC SEA

Abstract

In the framework of the Regione del Veneto project "Intervento 72 – Campo Sperimentale in Mare" an "experimental field" was set up two off miles the mouth of the Sile river (Northern Adriatic). In this context, artificial structures consisting in concrete cubes were placed onto a muddy bottom. The aim of the present study was to follow the evolution of soft-bottom macrobenthic assemblages in order to detect possible changes induced by the presence of the structures; for the purpose two stations were sampled seasonally from Summer 2003 to Autumn 2004. Results suggest that the assemblages were more influenced by seasonal changes than by the artificial structures. The nature of the benthic assemblages indicate that sedimentary processes are dominant in the whole area probably driven by the Sile river plume ad by the vicinity of a conspicuous mussel farm.

Key-words*: artificial reefs, benthos, soft bottom.*

Introduzione

Nell'ambito del Programma per la tutela ambientale della Regione del Veneto "Intervento 72 – Campo Sperimentale in Mare" (Progetto esecutivo 93-T406-REL-G009), coordinato dall'Osservatorio Alto Adriatico di ARPAV, è stato attrezzato un "Campo Sperimentale" (CS) per lo svolgimento di attività di ricerca pluridisciplinari.

In quest'area sono stati posati blocchi di calcestruzzo, manufatti in metallo di varia tipologia e strutture flottanti per la raccolta di seme di bivalvi e per gli esperimenti di stabulazione di molluschi. I lavori di allestimento del CS sono terminati nel novembre 2003.

L'introduzione di substrati duri in un ambiente caratterizzato da sedimenti mobili può indurre modifiche di vario genere anche nella struttura delle comunità biologiche di substrato mobile, per cui l'obiettivo del presente studio è stato quello di seguire l'evolvere della comunità macrozoobentonica per un anno dopo la posa in opera dei substrati artificiali.

Materiali e metodi

Il sito: Il Campo Sperimentale (CS) è un'area di mare localizzata nelle vicinanze di una mitilicoltura; si trova a circa 2 miglia dalla costa del Cavallino-Treporti (VE), in prossimità della foce del fiume Sile, nella quale ad una profondità di circa 14 m sono stati posizionati substrati duri artificiali. Il fondale è caratterizzato da sedimenti incoerenti, peliti sabbiose, e classificabile, secondo la codifica

EUNIS dell'Agenzia Europea per l'Ambiente come A4.3 - Fanghi del piano infra- e circalitorale compresa tra A4.31 - Biocenosi in fanghi marini poco profondi e A4.34 - Biocenosi in fanghi costieri di origine terrestre (APAT, 2004).

L'apporto sedimentario di origine fluviale, che genera un fondale caratterizzato da sedimenti terrigeni di prodelta, è influenzato dalla presenza dei vicini parchi a mitili.

Nel sito del CS sono state scelte due stazioni: una interna, denominata "D" (Dentro), posta in prossimità delle strutture artificiali, ed una esterna al CS, denominata "F" (Fuori), come controllo. Da luglio 2003 ad ottobre 2004 sono state eseguite 5 campagne, di cui una nell'estate 2003, precedente l'installazione delle strutture artificiali, e 4 di monitoraggio stagionale.

Per ogni campagna e per ogni sito è stato prelevato, tramite benna Van Veen modificata, un campione composto da 5 repliche di 0,1 m^2. Il materiale è stato setacciato con maglia da 1 mm. Per le operazioni di campo e di laboratorio sono state utilizzate le metodiche riportate nel "Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo" (Castelli *et al*., 2003).

Analisi dei dati: i principali descrittori univariati scelti sono: il numero di specie, l'abbondanza numerica, l'Indice di diversità ES(n) (Hurlbert, 1971), quale stima del numero di specie attese in un campione di "n" individui, nel nostro caso 10 (ES(10)). Per l'analisi multivariata è stato utilizzato l'indice di similarità (Bray e Curtis, 1957) sui dati relativi alle abbondanze numeriche dopo trasformazione per estrazione della quarta radice.

È stata quindi costruita una matrice di similarità con la quale è stato prodotto un ordinamento 'Multi-Dimensional Scaling' (pacchetto software dedicato PRIMER, Clarke e Warwick, 2001).

Risultati

Nel corso dello studio sono stati riconosciuti 165 taxa con una media di 70 specie per campagna in entrambe le stazioni, ed un totale di circa 14.000 individui contati, con una media di 2850 ind./m^2 per la stazione D e 2450 ind./m^2 per la stazione F.

Il sito esterno (F) può essere considerato come un sito di controllo relativo in quanto differisce, già nelle condizioni di partenza, dal sito interno (D). La dissimilarità (100-similarità) iniziale, basata sulla composizione della comunità, è risultata essere del 30%, mentre lo scostamento iniziale per i tre descrittori univariati è pari al 72,2% per le abbondanze numeriche, 19,4% per il numero di specie e –7,7% per l'ES(10). Il forte scostamento nelle abbondanze è dovuto soprattutto ai Policheti.

Il numero di specie ha seguito un andamento simile in entrambe le stazioni investigate con valori in diminuzione a partire dall'estate 2003, epoca della campagna preliminare, fino all'inverno 2004; tale decremento è stato seguito da una ripresa che è culminata nell'estate 2004. Le abbondanze numeriche nella stazione D hanno avuto un'evoluzione simile a quello del numero di specie, mentre nella stazione F si è assistito ad un generale aumento dei valori fino all'estate 2004 per poi diminuire nel corso dell'autunno. L'andamento dell'ES(10) si rivela simile per entrambe le stazioni: vi è una leggera diminuzione dei valori fino alla primavera 2004, che aumentano progressivamente fino a superare i livelli dell'anno precedente.

In Fig. 1 è riportato il grafico degli scostamenti percentuali dei tre descrittori univariati utilizzati; si può notare come la posa in opera delle strutture sia coincisa con una diminuzione relativa del numero di specie e abbondanze nel sito D, situato nei pressi delle strutture, rispetto al sito F. La più spiccata diminuzione delle abbondanze, concentrate in un numero ridotto di specie, si è riflessa in un leggero aumento dell'ES(10).

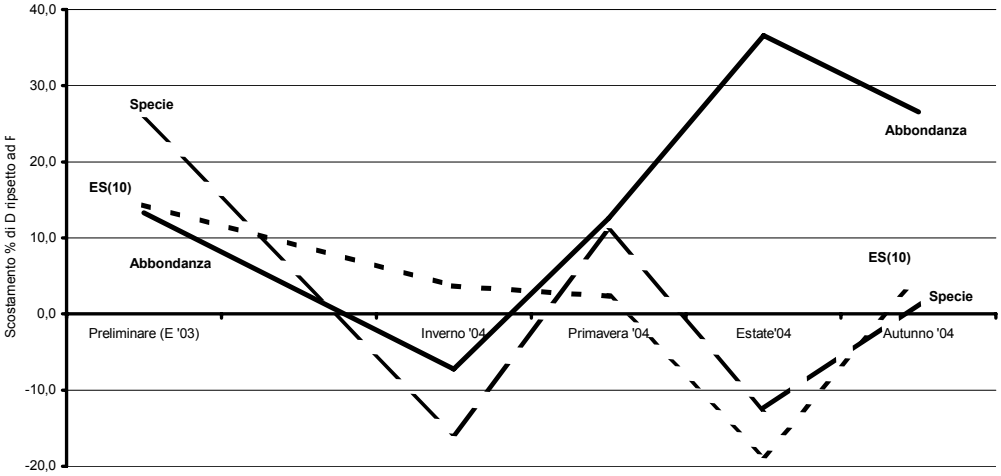


Fig. 1 - Scostamento percentuale della Stazione D rispetto alla Stazione F di Specie, Abbondanza e ES (10).

Percent difference od Species, Abundance and ES(10) values of Station D from Station F.

L'evoluzione temporale della similarità è sintetizzata nell'ordinamento MDS di Fig. 2, nella quale le frecce collegano i campioni in sequenza temporale; in questa rappresentazione grafica è possibile notare come l'allontanamento tra la campagna preliminare (estate 2003) e quella invernale (inverno 2004), immediatamente successiva alla posa in opera, sia più pronunciato per la Stazione D rispetto a quello evidenziabile per la Stazione F. Tale differenza sembra quindi attribuibile all'impatto dei lavori.

Un tratto caratteristico dell'evoluzione temporale delle comunità è evidenziabile nel deciso allontanamento tra la situazione dell'estate 2003 e quella dell'estate successiva che ha visto un aumento nel numero di specie in entrambe le stazioni e, rispettivamente per la stazione D e per la Stazione F, un aumento e una diminuzione del numero di individui.

Un aspetto distintivo delle comunità esaminate riguarda le ridotte dimensioni degli individui: sono presenti sia adulti di specie a rapido turnover, che tipicamente presentano individui piccoli anche allo stadio maturo, sia individui giovanili di specie di maggiori dimensioni.

Il fenomeno interpretato alla luce della tipologia dei sedimenti suggerisce un disturbo continuo in tutta la zona accompagnato da un certo arricchimento organico dei fondali (vedi altri lavori sul CS presentati a questo Congresso).

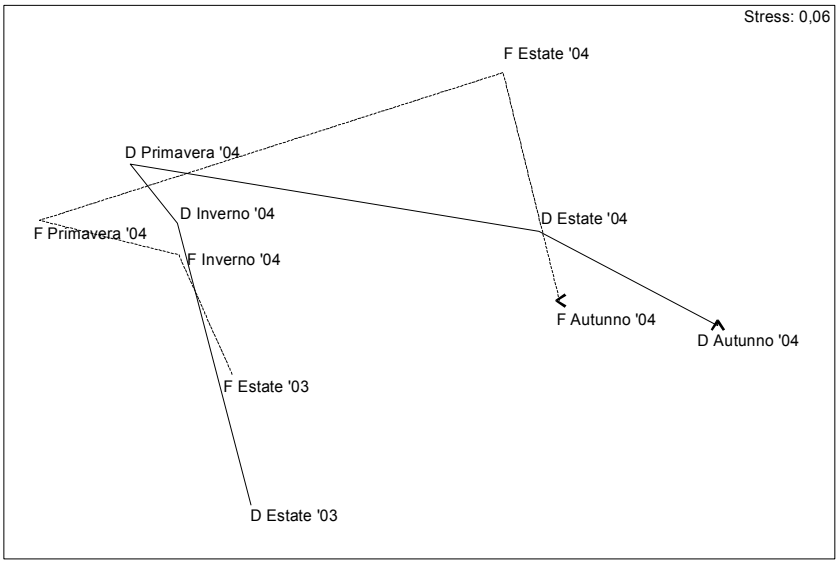


Fig. 2 - Ordinamento MDS dei campioni analizzati (stress=0,06).
MDS plot of analised samples (stress=0,06).

Conclusioni

Le sintetiche osservazioni riportate suggeriscono come le dinamiche delle comunità oggetto di studio siano più legate all'andamento stagionale che a differenze sito-specifiche o all'influenza dei substrati artificiali collocati presso la Stazione D.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'IMC – International Marine Center di Oristano per la cortese collaborazione.

Bibliografia

APAT (2004) - Gli habitat secondo la nomenclatura EUNIS: manuale di classificazione per la realtà italiana. APAT - Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, Rapporti 39/2004: 160 pp.

BRAY R.J., CURTIS J.T. (1957) - An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, **27**: 325–349.

CASTELLI A., LARDICCI C., TAGLIAPIETRA D. (2003) - Il macrobenthos di fondo molle. In: Gambi M.C. & Dappiano M. (eds), Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, **10** (Suppl.): 109-144.

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (2001) - *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 1st Ed. Plymouth Marine Laboratory & PRIMER-E, Plymouth.

HURLBERT S.H. (1971) – The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, **52**: 577-586.

Il presente studio è inserito nel progetto 93-T406-REL-G009 finanziato dalla Regione Veneto e realizzato dall'osservatorio Alto Adriatico di ARPAV.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 781-784

A. Ugolini, G. Galanti, S. Somigli, G. Ungherese,
A. Perfetti[1], F. Borghini[2], S. Focardi[2]

Dip. di Biologia Animale e Genetica, Università di Firenze, Via Romana, 17 - 50125 Firenze, Italia.
ugolini_alb@dbag.unifi.it
[1]Ente Parco Regionale di Migliarino S. Rossore Massaciuccoli, Via Aurelia Nord, 4 - 56122 Pisa, Italia.
[2]Dipartimento di Scienze Ambientali "G. Sarfatti", Università di Siena,
Via Mattioli, 10 - 53100 Siena, Italia.

TALITRUS SALTATOR (MONTAGU) (CRUSTACEA, AMPHIPODA) AS A BIOINDICATOR OF HUMAN TRAMPLING ON SANDY BEACHES

TALITRUS SALTATOR *(MONTAGU) (CRUSTACEA, AMPHIPODA) COME BIOINDICATORE DELLO* HUMAN TRAMPLING *SUI LITORALI SABBIOSI*

Abstract

The present paper deals with the effect of human trampling on a population of the supralittoral amphipod Talitrus saltator. *The results show a strong negative correlation between the total number of sandhoppers captured and the number of swimmers. Instead, there is no clear relationship between the number of animals and the sand granulometry or heavy metals contamination.*

Key-words: Talitrus saltator*, supralittoral zone, beaches, man-induced effects.*

Introduction

The effect of human trampling on natural communities is well known, although most studies on this topic have dealt with the effect on vegetation and birds rather than on invertebrates (Liddle, 1975; Brown & McLachlan, 1990). Some studies have examined the effect on rocky shore and tidal flat fauna (Brosnan & Crumrine, 1994; Chandrasekara & Frid, 1996), while the effect of human trampling on the fauna of sandy shores has yet to receive due attention, particularly with regard to the supralittoral zone (Weslawski *et al*., 2000b). The supralittoral zone is the one most frequently used by swimmers but is also where the major consumers of stranded material, i.e. talitrid amphipods and isopods, take refuge during the day. In fact, the major energy flow of sandy shore ecosystems, deriving from the degradation of stranded material, passes through these animals.

Many aspects of the biology and auto-ecology of the pan-Mediterranean sandhopper *Talitrus saltator*, whose distribution area extends to the Baltic Sea and the northern European Atlantic coast, are known. An endogenous circadian activity rhythm determines the timing of nocturnal feeding migrations along the sea–land axis of the beach. At sunrise, the sandhopper returns to the band of damp sand, in which it digs temporary refuges a few centimetres below the surface. The choice and maintenance of the migratory direction are controlled by several complex orienting mechanisms (Pardi & Ercolini, 1986; Ugolini, 2003). Therefore, *T. saltator* is not only a normal and stable presence in the zone of the beach most subjected to human trampling during the day, but on account of its feeding regime it is also an important integrator between the marine and terrestrial organic material present on the littoral.

In many years of research on the eco-ethology of various littoral crustaceans, we have noticed a worrisome decline, or disappearance, of *Talitrus saltator* on many beaches that once hosted rich populations. This appears to have coincided with increased tourist use of the shore and thus the clearing away of stranded material.

The aim of the present study was to evaluate the correlation between the density of *T. saltator* populations and the tourist use of the shore. Indeed, the use of sandhoppers as bioindicators could represent a simple assessment tool for the conservation and management of sandy shores.

Materials and methods

The research was conducted at 6 sites subjected to different tourist impact inside the Regional Park of Migliarino S. Rossore Massaciuccoli on the coast of Tuscany (central Italy). The study area is a tract of sandy shore about 4 Km long, extending virtually in a straight line from South to North. At each site, we performed 1 sampling per month from July to September. The sandhoppers were collected in 4 areas delimited by cylinders, each with an area of 75 cm^2. The cylinders were inserted into the sand proceeding from the water line toward dry sand. At each site, the sampling was carried out twice, a few meters apart, since the distribution of sandhoppers in the band of wet sand is not necessarily uniform (Weslawski *et al.*, 2000a).

At each sampling site, we also counted the people to the right and left of the experimenter while he walked for 150 m parallel to the shoreline. This count was made in the central hours of the day, on the days with the highest tourist presence (weekend).

At 4 sites, we also analysed the following parameters in order to exclude differences between the sampling sites: a) contents of heavy metals in the sand and in the sandhoppers (150 mg dry weight) following standard analytical procedures (Hg, FI-ASS; Cr, Cd, Cu, Pb, ZETAAS; Zn, Fe, Al, ICP/EAS); b) granulometric composition, and c) compactness of the sand.

Results

As expected, the granulometric analysis did not show any significant difference among the sampling sites. Although there were some differences in heavy metal contamination among sites, there was no clear relationship with the presence of sandhoppers. Instead, there was a strong negative correlation between the total number of captured sandhoppers (n=1493) and the compactness of the sand (Fig. 1a; $r_s=-1$, n=5, P=0.01, Spearman rank correlation test). The same was true for the relationship between the number of sandhoppers and the number of swimmers (Fig. 1b; $r_s=-1$, n=5, P=0.01, Spearman rank correlation test). It should be noted that in both cases the locality SL (Serchio Lago) was not included in the analysis because of its peculiar characteristics (retrodunal lagoon).

Conclusions

Within the area considered, the modest differences in granulometry and heavy metals contamination did not affect the presence of sandhoppers.

At first glance, it seems that the compactness of the sand affected the presence

of sandhoppers (Fig. 1a). Nevertheless, sandhoppers were present at Serchio Lago but not at Oasi 1, even though the sand was more compact at Serchio Lago. Therefore, we cannot conclude that sand compactness affects the presence of *T. saltator*, at least in the range recorded.

Although our results do not constitute direct proof of the negative influence of human trampling on the amphipod population of the supralittoral band, human trampling appears to be one of the main factors negatively affecting the sandhopper population (probably in addition to beach cleaning). Compression of the sand by trampling can have unfortunate consequences for sandhoppers when they are in their temporary refuges. Alternatively, the disturbed sandhoppers could emerge onto the surface and be trampled while trying to escape or be exposed to the risk of dehydration while moving toward the dry sand.

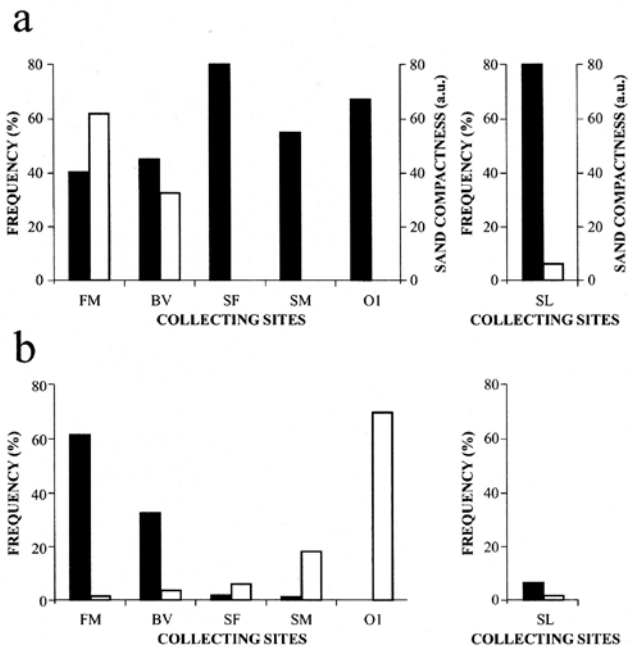


Fig. 1 - a) relationship between total number of captured sandhoppers (black bars) and compactness of sand (white bars) expressed in arbitrary units (a.u.) for each sampling site; b) relationship between frequencies of captured sandhoppers (black bars) and swimmers (white bars) for each sampling site.
The order of sampling sites is based on the number of swimmers recorded. FM, Fiume Morto; BV, Batteria Vecchia; SF, Serchio Fiume; SM, Serchio Mare; O1, Oasi 1; SL, Serchio Lago.
(Total number of sandhoppers: 1493; total number of swimmers: 1426).

a) relazione tra numero di talitri raccolti (barre nere) e compattezza della sabbia (barre bianche) espressa in unità arbitrarie (a.u.) per ogni località di campionamento;
b) relazione tra la frequenza di talitri (barre nere) e turisti (barre bianche) rinvenuti in ogni località di campionamento.
L'ordine delle località è stato determinato sulla base del numero di bagnanti. FM, Fiume Morto; BV, Batteria Vecchia; SF, Serchio Fiume; SM, Serchio Mare; O1, Oasi 1; SL, Serchio Lago. (Numero totale di talitri: 1493; numero totale di bagnanti: 1426).

Perhaps it is appropriate to add a qualitative datum: at the site with the greatest human impact, no sandhoppers were ever collected during the present research, whereas around 25 years ago, when the zone had no beach resorts and swimming was forbidden, samples of hundreds of sandhoppers were easily collected.

It should be underlined that the use of sandhoppers as bioindicators of the effect of human trampling on beaches is valid for Mediterranean shores, where the sandhoppers burrow a few centimetres into the sand. However, it is not necessarily applicable to northern European shores, where the sandhoppers burrow much deeper into the sand and are zoned differently, and thus are not necessarily affected in the same way by the tourist use of beaches.

References

BROSNAN D.M., CRUMRINE L.L. (1997) - Effects of human trampling on marine rocky shore communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **177**: 79-97.

BROWN A.C., MCLACHLAN A. (1990) - *Ecology of sandy shores*. Elsevier, Amsterdam: 327 pp.

CHANDRASEKARA W.U., FRID C.L.J. (1996) - Effects of human trampling on tidalflat infauna. *Aquatic Conservation: Mar. Freshwater Ecosystems*, **6**: 299-311.

LIDDLE M.J. (1975) - A selective review of the ecological effects of human trampling on natural ecosystems. *Biol. Conserv*., **7**: 17-36.

PARDI L., ERCOLINI A. (1986) - Zonal recovery mechanism in talitrid crustaceans. *Boll. Zool*., **53**: 139-160.

UGOLINI A. (2003) - Activity rhythms and orientation in sandhoppers. *Front. Biosci*., **8**: 722-732.

WESLAWSKI J.M., KUPIDURA K., ZABICKI M. (2000a) - Sandhoppers, *Talitrus saltator* (Montagu), at the Polish Baltic coast: seasonal and spatial distribution patterns. *Crustaceana,* **73**: 961-969.

WESLAWSKI J.M., STANEK A., SIEWERT A., BEER N. (2000b) - The sandhopper *Talitrus saltator* (Montagu) on the Polish Baltic coast. Is it a victim of increased tourism? *Oceanol. Studies,* **29**: 77-87.

The research was financially supported by CIBM-Livorno.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 785-788

M. Arculeo, T. Maggio, M. Sirna Terranova, S. Lo Brutto

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo, Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.
marculeo@unipa.it

L'ANALISI DELLA REGIONE DI CONTROLLO MITOCONDRIALE RIVELA DUE *POOL* GENICI NELLA RICCIOLA MEDITERRANEA *SERIOLA DUMERILI* LUNGO LE COSTE SICILIANE

THE ANALYSIS OF MITOCHONDRIAL CONTROL REGION REVEALS TWO GENE POOLS *IN THE MEDITERRANEAN YELLOWTAIL* SERIOLA DUMERILI *ALONG SICILIAN COASTS*

Abstract

In order to identify genetic stock of greater amberjack along Sicilian coasts, mtDNA sequence analysis was conducted. A portion of control region was sequenced for 70 specimens. Phylogeographical analysis revealed two sister-group; in each sister group contained specimens belonging to all geographic sample areas, revealing the coexistence of two different genetic pool.

Key-words*: population genetics, mitochondrial DNA,* Seriola dumerili.

Introduzione

Seriola dumerili, appartenente alla famiglia Carangidae, é ampiamente distribuita, dal Mediterraneo al Golfo di Biscaglia, dalla Nuova Scozia al Brasile, in Sudafrica, nel Golfo Arabico, in Australia, in Giappone e nelle isole Hawaii (Fischer *et al.*, 1987). E' una specie pelagica ed epibentonica, che ha un elevato valore commerciale ed è oggetto di pesca semindustriale, artigianale e sportiva.

Lo scopo di questa ricerca è stato quello di discriminare stock genetici differenti, che rappresentassero unità riproduttivamente isolate e fossero caratterizzate da *pool* genici discreti (Hauser e Ward, 1998). Dati precedenti, ottenuti dall'analisi degli alloenzimi (Arculeo *et al.*, 1997) di campioni delle coste siciliane non avevano evidenziato alcuna struttura di popolazione, probabilmente a causa del basso potere risolutivo tipico del marcatore biochimico. In realtà, poco o quasi nulla si conosce della struttura genetica di questa specie, pertanto si è cercato di condurre una prima indagine lungo le coste siciliane, mediante tecniche molecolari.

In questo lavoro l'analisi è stata condotta con un frammento di DNA mitocondriale corrispondente alla regione di controllo. La regione di controllo rappresenta una sequenza non codificante, considerata la porzione più variabile della molecola per il tasso di mutazione cinque volte maggiore del resto del genoma mitocondriale (Brown *et al.*, 1987).

Materiali e metodi

Sono stati analizzati in totale 280 individui provenienti dalle seguenti località della Sicilia: Castellammare del Golfo (Trapani), Porticello (Palermo), Sant'Agata di Militello (Messina), Catania, Siracusa, Selinunte (Trapani) e Scoglitti (Ragusa).

Per ognuno di essi, è stato prelevato un pezzo di pinna caudale o una porzione di tessuto muscolare e conservato in alcool etilico al 90%. Per l'estrazione del DNA genomico totale è stato utilizzato il kit della Qiagen "Dneasy Tissue". La porzione 5' della regione di controllo è stata amplificata utilizzando i primer L15926 e H16498 (Kocher *et al.*, 1989; Meyer *et al.*,1990) ed è stata sequenziata tramite sequenziatore automatico ABI Prism 3700 (Applied Biosystem) su entrambi i filamenti. Le sequenze ottenute da tutti gli individui sono state allineate utilizzando il programma CLUSTAL W (Thompson *et al.*, 1994). L'elaborazione statistica e la ricostruzione filogenetica è stata condotta utilizzando i software MEGA versione 2.1 (Kumar *et al.,* 2001) e DNAsp versione 3 (Rozas e Rozas, 1999). La divergenza nucleotidica tra le popolazioni è stata calcolata secondo il modello di Kimura-2-parametri (Kimura, 1980). Dai valori ottenuti è stato costruito un albero secondo il metodo del Neighbor-Joining (NJ).

Risultati

Il frammento amplificato è risultato lungo 420 paia di basi (bp). Trentasei siti variabili hanno determinato la presenza di 20 aplotipi distribuiti nelle sei popolazioni analizzate (Fig. 1). La diversità aplotipica totale è risultata pari a 0.831, mentre quella nucleotidica a 0.015. Il campione di Selinunte ha mostrato il

```
                111 1111122222 2222223333 333333
           3578999446 7788911344 4455570134 558889
           7820067370 7805045805 6878953219 012343

1          ctagagtctt gcacgtttaa gctagccaca atggat
2          .......... .......... .........g ......
3          .......... .......... .t........ ......
4          .......... ........g. .......... ......
5          .......... ....a..... .......... ......
6          .........c .......... .......... ..a...
7          .......... .......... .......g.. ....g.
8          .......... .......c.. .........g ......
9          .......... .......... .......... ...a..
10         .........c .......... .......... ......
11         .c........ ...t.c.... .t.......g ...a..
12         ....g..... .......... .......... ......
13         ..g....... .......... .t...t...g ....g.
14         .......... .......... .........g ......
15         .......... .......... .........g ...a..
16         .....a.... .......... .......... ......
17         .......... .......... ...g...... ......
18         ...ag.cac. atg..cc.g. atc.t.t.tg .c.a.c
19         ...ag.cac. atg..cc.gg atc.t.t.tg .c.a.c
20         ...ag.cac. atg..cc.g. atc.t.t.tg gc.a.c
```

Fig. 1 - Allineamento dei siti variabili nei venti aplotipi trovati. Si notano i due raggruppamenti differenziati dai siti fissati: 1° cluster, 1-17, e 2° cluster, 18-20.
Alignment of polymorphic sites in the 20 scored haplotypes; fixed mutations between haplotypes 1-17 and 18-20 separate the two clusters.

numero più alto di aplotipi (8), nonchè il valore di diversità aplotipica più alto; mentre il più alto valore di diversità nucleotidica è stato riscontrato nel campione di Catania (Tab. 1).

Tab. 1 - Numero di aplotipi, siti polimorfici, valori di diversità aplotipica e nucleotidica dei campioni di *Seriola dumerili*.
Number of haplotypes, polymorphic sites, haplotype and nucleotide diversity of the Seriola dumerili *samples.*

	N. individui	N. aplotipi	Siti polimorfici	Diversità aplotipica	Diversità nucleotidica
Siracusa	40	5	21	0.822	0.019
Selinunte	40	8	27	0.933	0.014
S. Agata	40	6	8	0.778	0.005
Castellammare	41	5	22	0.800	0.012
Porticello	41	6	25	0.844	0.013
Scoglitti	40	6	20	0.800	0.013
Catania	38	5	23	0.857	0023

Il numero di siti polimorfici per campione è simile tranne che per il campione di S. Agata nel quale è risultato più basso. In base ai valori di divergenza nucleotidica, i campioni di Siracusa, Catania e Porticello sono risultati i più distanti; mentre una minore distanza è stata trovata tra i campioni di S. Agata e Castellammare del Golfo e tra S. Agata e Selinunte. Nell'albero filogeografico NJ, gli individui analizzati, indipendentemente dal sito di provenienza, si distribuivano in due cladi monofiletici differenziati da 18 sostituzioni nucleotidiche fissate (Fig. 1) e la cui divergenza nucleotidica era pari al 5.3%.

Conclusioni

Si è ottenuto un risultato filogeografico molto importante, ovvero la separazione in due linee mitocondriali ognuna delle quali costituita da individui catturati nei diversi siti siciliani. In ogni stazione di campionamento, infatti, è stata rilevata la compresenza di individui appartenenti alle due linee aplotipiche suggerisce di rigettare l'ipotesi nulla di integrità genetica della ricciola, almeno nell'area oggetto di studio.

In futuro bisognerà acquisire maggiori informazioni per comprendere l'origine di questa dicotomia. I due cladi potrebbero avere avuto scambi genetici con popolazioni atlantiche, considerato che la ricciola è un ottimo nuotatore. Tra le ipotesi, comunque, non si escludono meccanismi antropici o naturali limitati alla sola area mediterranea, come un eccessivo sforzo di pesca o casi in cui la specie nel periodo riproduttivo mostra una aggregazione diversa da quella osservata.

Ringraziamenti

Si ringrazia la Dr.ssa M. Galante del Dipartimento Pesca - Servizio Disciplina Comunitaria, per la disponibilità ed assistenza dimostrata nel corso della presente ricerca.

Bibliografia

ARCULEO M., LO BRUTTO S., CAMMARATA M., MAZZOLA A., PARRINELLO N. (1997) - Variabilità genetica di *Seriola dumerili* attraverso dati elettroforetici. *Biol. Mar. Medit.,* **4** (1): 508-509.

BROWN G.G., GADALETA G., PEPE G., SACCONE C., SBISÀ E. (1987) - Structural conservation and variation in the D-loop containing region of vertebrate mitochondrial DNA. *J. Mol. Evol.*, **26**: 205-211.

HAUSER L., WARD R.D. (1998) - Population identification in Pelagic fish: the limits of molecular markers. In: Carvalho G.R. (ed), *Advances in Molecular Ecology.* IOS press, London: 98–144.

KIMURA M. (1980) - A simple method for estimating evolutionary rates of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. *J. Mol. Evol.*, **16**: 111-120.

KOCHER T.D., THOMAS W.K., MEYER A., EDWARDS S.V., PAABO S., VILLABLANCA F.X., WILSON A.C. (1989) - Dynamics of mitochondrial DNA evolution in animals: amplification and sequencing with conserved primers. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **56**: 6196-6200.

KUMAR S., TAMURA K., NEI M. (2001) - *MEGA: Molecular Evolutionary Genetic Analysis, version 2.1.* Pennsylvania State University University Park, Pennsylvania.

MEYER A., KOCHER T.D., BASASIBWAKI P., WILSON A.C. (1990) - Monophyletic origin of lake Victoria cichlid fishes suggested by mitochondrial DNA sequences. *Nature*, **347**: 550-553.

ROZAS J., ROZAS R. (1999) - DnaSP version 3: an integrated program for molecular population genetics and molecular evolution analysis. *Bioinformatics,* **15**: 174-175.

THOMPSON J.D., HIGGINS D.G., GIBSON T.J. (1994) - CLUSTAL W: improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, positions-specific gap penalties and weight matrix choice. *Nucl. Acids Res.*, **22**: 4673-4680.

Ricerca finanziata con fondi della Regione Siciliana–Assessorato Cooperazione, Commercio, Artigianato e Pesca (POR–Sicilia 2000/06, progetto cod. 1999.IT.16.1.011/4.17b/8.3.7/0006).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 789-792

M. Arculeo, T. Maggio, S. Lo Brutto, M. Sirna Terranova

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo, Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.
marculeo@unipa.it

IDENTIFICAZIONE DI STOCK DI *MULLUS BARBATUS* (TELEOSTEI: PERCIFORMES) LUNGO LE COSTE SICILIANE ATTRAVERSO L'USO DI MICROSATELLITI

STOCK IDENTIFICATION OF MULLUS BARBATUS *(TELEOSTEI: PERCIFORMES) ALONG SICILIAN COASTS USING MICROSATELLITES*

Abstract

In the present work we report data on genetic variation of Mullus barbatus *(Mullidae) along Sicilian coasts by using microsatellites analysis. Deviation from Hardy Weinberg equilibrium is reported for six microsatellite loci in Syracuse, Porticello and S. Agate sample, showing a heterozygote deficiency. Genetic differentiation among samples was reported by heterogeneity tests. Analysis of population structure revealed that the most of variation is within the samples.*

Key-words*: red mullet, stock identification, genetic diversity.*

Introduzione

La triglia di fango (*Mullus barbatus*) è una specie appartenente alla famiglia Mullidae, distribuita lungo le coste orientali dell'oceano Atlantico dalla Gran Bretagna al Senegal, nonché nel mar Mediterraneo e nel mar Nero. E' una specie bentonica, vive su fondali sabbiosi ad una profondità compresa tra 5 e 100 metri (Relini *et al*., 1999) e rappresenta una delle principali specie commerciali target tanto che le catture nel Mediterraneo riportate soltanto nel '94 sono di circa quattro tonnellate (Mamuris *et al*., 1998). A causa dell'importanza economica di questa specie, negli ultimi anni sono stati condotti numerosi studi sulla biologia, sull'eco-etologia e sulla crescita, mentre sono ancora limitate le informazioni relative alla struttura genetica degli stock atlantici e mediterranei. Il presente lavoro si pone come obiettivo principale l'identificazione di stock di *M. barbatus* lungo le coste siciliane attraverso l'uso di marcatori molecolari ad alta risoluzione come i microsatelliti. I dati sulla presenza di uno o più stock genetici in Sicilia può essere di importanza fondamentale per eventuali programmi gestionali di sfruttamento di questa importante risorsa di pesca.

Materiali e metodi

Sono stati analizzati 490 individui di triglia di fango (*Mullus barbatus*) provenienti da sette siti di campionamento: Castellammare del Golfo (Trapani), Porticello (Palermo), S. Agata di Militello (Messina), Catania, Siracusa, Licata (Agrigento) e Marsala (Trapani). Il DNA totale è stato estratto da una porzione di pinna caudale o di tessuto muscolare utilizzando il DNeasy Kit (QIAGEN). I sei loci sono stati amplificati tramite PCR utilizzando coppie di *primer* specie-specifici e condizioni di reazione come riportato in letteratura (Garoia *et al*., 2004).

L'identificazione degli alleli è stata condotta con il software GeneScan Analysis 2.02 (Applied Biosystems). I dati sono stati analizzati tramite i software Genetix ver 4.04 (Belkhir *et al*., 2000) e Arlequin (Excoffier *et al*., 1992). Sono state calcolate le frequenze alleliche, l'eterozigosità attesa e osservata e la deviazione dall'equilibrio di Hardy-Weinberg. Il differenziamento genico tra i campioni è stato calcolato sia con il Fisher *exact test* delle frequenze alleliche sia con l'indice F_{st}. Per conoscere il livello di distribuzione della variazione genetica sono stati calcolati gli indici *f* in accordo con Weir e Cockerham (1984) ed infine è stata condotta l'analisi della varianza molecolare (AMOVA). Inoltre è stato calcolato il numero medio di migranti per generazione (N_{em}) calcolato secondo Wright (1969).

Risultati

Il numero di alleli per locus varia da un minimo di 13 (*locus* Mb7) a un massimo di 63 (*locus* Mb15). L'eterozigosità media osservata per locus risulta compresa tra 0.493 e 0.754, mentre quella attesa tra 0.699 e 0.843. Il test per l'equi-

Tab. 1 - Variazione genetica dei loci di microsatelliti dei campioni geografici siciliani di *Mullus barbatus*; H_o e H_e si riferiscono rispettivamente alla eterozigosità osservata e attesa. La significatività per il test dell'equilibrio di Hardy Weinberg è indicata con * (P< 0.05) e ** (P< 0.001).

Genetic variation at six microsatellites loci in Mullus barbatus *samples from Sicilian coasts; H_o e H_e are observed and expected heterozygosity, respectively. Significant departure from the Hardy-Weinberg equilibrium is denoted by * (P< 0.05) and ** (P< 0.001).*

Locus		Campioni						
		Licata	Catania	Castellamare	S.Agata	Porticello	Siracusa	Marsala
Mb26	N	75	59	66	55	51	47	35
	Range allelico	206-268	240-262	230-270	248-268	242-266	248-276	248-264
	H_o	0.789	0.737	0.627	0.400**	0.727*	0.523**	0.628*
	H_e	0.860	0.849	0.856**	0.860	0.859	0.868	0.597
Mb7	N	81	60	64	59	53	59	49
	Range allelicoo	162-182	166-180	166-182	166-180	162-186	164-188	166-176
	H_o	0.794*	0.793	0.736	0.667*	0.717*	0.372**	0.458*
	H_e	0.843	0.855	0.864	0.827	0.861	0.772	0.633
Mb6	N	81	59	63	43	52	62	50
	Range allelico	190-217	201-217	201-217	190-217	201-219	199-213	195-211
	H_o	0.635	0.579	0.571	0.538	0.609	0.555*	0.653
	H_e	0.670	0.711	0.674	0.672	0.704	0.639	0.666
Mb15	N	66	61	57	44	51	58	64
	Range allelico	245-291	265-291	253-307	235-313	259-315	257-299	257-313
	H_o	0.648	0.491	0.736	0.372**	0.568**	0.566**	0.600**
	H_e	0.817*	0.793**	0.829*	0.943	0.850	0.836	0.827
Mb39	N	75	63	57	40	52	46	61
	Range allelico	106-350	268-362	104-342	104-326	104-330	104-404	258-340
	H_o	0.855	0.768	0.500	0.474**	0.523**	0.395**	0.714**
	H_e	0.935*	0.921	0.948**	0.967	0.939	0.967	0.948
Mb31	N	73	61	61	54	54	61	64
	Range allelico	90-116	90-114	90-116	92-116	90-110	92-112	90-110
	H_o	0.817	0.833	0.807	0.647**	0.652*	0.667*	0.422
	H_e	0.901*	0.895	0.892	0.910	0.887	0.801	0.599*
Valore medio	H_o	0.754	0.696	0.676	0.529	0.645	0.493	0.592
	H_e	0.830	0.827	0.841	0.843	0.834	0.794	0.699

librio di Hardy-Weinberg è risultato significativo nei campioni di Siracusa, Porticello e S. Agata per la maggior parte dei loci; negli altri campioni la deviazione dall'equilibrio è risultata significativa soltanto per uno o due loci (Tab. 1). In tutti i casi in cui il test è risultato significativo, anche dopo la correzione di Bonferroni (Rice, 1989), i campioni hanno mostrato un deficit di eterozigoti. Il differenziamento genetico tra i campioni è stato calcolato sia con l'*exact text* di differenziamento delle frequenze alleliche sia con l'indice F_{st} di Wright. Il Fisher *exact test* mostra un differenziamento significativo delle frequenze alleliche per tutti i confronti a coppie ($p<0.001$), cosi come il valore dell' F_{st} globale che è risultato basso ma significativo (*Fst*=0.06, $p<0.001$). In particolare gli indici F_{st} calcolati a coppie sono risultati significativi nel confronto tra i campioni di Siracusa e Marsala. L'AMOVA ha dimostrato, infine, che la maggior parte della variazione è distribuita entro i campioni piuttosto che tra i campioni (Tab. 2).

Tab. 2 - Analisi della varianza molecolare (AMOVA); D.F. gradi di libertà.
Analysis of molecular variance (AMOVA); D.F. degree of freedom.

Fonte di variazione	D.F.	Somma dei quadrati	Componenti della varianza	Percentuale di variazione
Tra le popolazioni	6	50.95	0.07	6
All'interno delle popolazioni	735	805.93	1.10	94
Fst=0.06 $p < 0.05$				

Conclusioni

La triglia di fango mostra, dunque, lungo le coste siciliane un lieve ma significativo differenziamento genico che può essere attribuito o alle caratteristiche biologiche della specie o ad una semplice conseguenza di una variazione casuale. In ogni caso sulla base dei dati ottenuti, in particolare per il valore significativo di F_{st} e l'*exact test* di Fisher significativo in tutti i confronti a coppie, è verosimile che i campioni siciliani appartengono ad un unico stock formato da subpopolazioni in alcuni casi parzialmente isolate. Il numero medio di migranti pari a 4 è tale da mantenere un discreto flusso genico.

I microsatelliti analizzati nel presente lavoro hanno mostrato una variabilità genetica molto alta tra i campioni con una tendenza al deficit di eterozigoti. Il deficit di eterozigoti viene comunemente spiegato con fenomeni di *inbreeding*, presenza di allele nullo, effetto Wahlund o selezione contro gli eterozigoti (Zouros e Foltz, 1984). L'*inbreeding* può essere scartato come possibile spiegazione poiché in tal caso il deficit di eterozigoti si dovrebbe verificare in tutti i loci; la presenza dell'allele nullo è stata scartata poiché in nessuno dei sei loci è stato ritrovato l'omozigote per l'allele nullo ovvero non ci sono mai state amplificazioni senza successo. L'effetto Walhund e la selezione contro gli eterozigoti restano le due possibili spiegazione al deficit di eterozigoti osservato.

I dati qui presentati sono coerenti con quelli riportati in letteratura; infatti, Mamuris *et al*. (1998) e Garoia *et al*. (2004) analizzando loci alloenzimatici e microsatelliti trovano una variazione genetica molto alta riscontrando anche una eterogeneità genetica significativa (Garoia *et al*., 2004). Tale risultato rappresenta un valido supporto scientifico alla gestione e al monitoraggio di questa importante risorsa.

Ringraziamenti

Si ringrazia la Dr.ssa M. Galante del Dipartimento Pesca - Servizio Disciplina Comunitaria per la disponibilità ed assistenza dimostrata nel corso della presente ricerca.

Bibliografia

BELKHIR K., BORSA P., CHIKHI L., RAUFASTE N., BONHOMME F. (2000) – *Genetix- a window TM based Software for population genetic analyses*. Laboratoire Gènome, populations, interactions CNRS UMR 5000, Universitè de Montpellier II, Montpellier, France.

EXCOFFIER L., SMOUSE P.E., QUATTRO J.M. (1992) – Analysis of molecular variance inferred from metric distance among DNA haplotypes: application to human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics,* **131**: 479-491.

GAROIA F., GUARNIERO I., PICCINETTI C., TINTI F. (2004) – First microsatellites loci of red mullet (Mullus barbatus) and their application to genetic structure analysis of adriatic shared stock. *Mar. biotechnol.,* **6**: 446-452.

MAMURIS Z., APOSTOLIDIS A.P., TRIANTAPHYLLIDIS C. (1998) – Genetic protein variation in red mullet (*M. barbatus*) and striped red mullet (*M. surmuletus*) populations from Mediterranean sea. *Mar. Biol.*, **130**: 353-360.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (1999) – Synthesis of the knowledge on bottom fishery resources in central Mediterranean (Italy and Corsica). *Biol. Mar. Medit*., **6**: 276-291.

RICE W.R. (1989) - Analysing tables of statistical tests. *Evolution,* **43**: 223-225.

WEIR B.S., COCKERHAM C.C. (1984) - Estimating F-statistics for the analysis of population structure. *Evolution,* **38**: 1358-1370.

ZOUROS E., FOLTZ D.W. (1984) – Possible explanation of heterozigote deficency in bivalve mollusca. *Malacologia,* **25**: 583-591.

Ricerca finanziata con fondi della Regione Siciliana–Assessorato Cooperazione, Commercio, Artigianato e Pesca (POR–Sicilia 2000/06, progetto cod. 1999.IT.16.1.011/4.17b/8.3.7/0006).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 793-796

M. Arculeo, M. Sirna Terranova, T. Maggio, S. Lo Brutto

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo, Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.
marculeo@unipa.it

ANALISI DELLA STRUTTURA GENETICA DI POPOLAZIONI SICILIANE DI *MERLUCCIUS MERLUCCIUS* (TELEOSTEI: MERLUCCIDAE) ATTRAVERSO L'USO DI MICROSATELLITI

GENETIC STRUCTURE ANALYSIS OF SICILIAN POPULATIONS OF MERLUCCIUS MERLUCCIUS *(TELEOSTEI: MERLUCCIDAE) USING MICROSATELLITES*

Abstract

Analysis of genetic population structure of Merluccius merluccius *Sicilian samples was conducted by using microsatellite analysis. The samples showed a significant deviation from Hardy Weinberg equilibrium. Analysis of Molecular Variance revealed that the most of genetic variation is "within samples" rather than "among samples". The analyzed population represent a unique genetic stock, being that there was no genetic differentiation.*

Key-words*: genetic diversity, stock identification.*

Introduzione

Il *Merluccius merluccius* è una specie nectobentonica appartenente alla famiglia Gadidae. Presenta un'ampia distribuzione geografica che comprende tutto il Mar Mediterraneo, il Mar Nero meridionale e l'Atlantico orientale, dalla Norvegia alla Mauritania. Il nasello rappresenta un'importante fonte alimentare ed economica per il nostro paese anche se negli ultimi anni si è registrato un calo dei rendimenti causato dall'aumentata pressione di pesca (Orsi Relini *et al*., 2002). L'obiettivo di questo lavoro è stato quello di indagare la variabilità genetica del nasello lungo le coste siciliane, mediante l'analisi di microsatelliti. I dati possono fornire indicazioni sulla presenza di uno o più stock e possono, quindi, essere utili per una gestione e uno sfruttamento razionale di questa importante risorsa ittica.

Materiali e metodi

Sono stati analizzati 471 individui di nasello (*Merluccius merluccius*) pescati in sette stazioni lungo le coste siciliane: Castellammare del Golfo (Trapani), Porticello (Palermo), S. Agata (Messina), Catania, Siracusa, Licata (Agrigento) e Marsala (Trapani). Il DNA totale è stato estratto da una porzione di pinna caudale o da tessuto muscolare utilizzando il DNeasy Kit (QIAGEN). Sono stati analizzati cinque loci di microsatelliti e i rispettivi frammenti sono stati visualizzati con il software GeneScan Analysis 2.02 (Applied Biosystems), che ha permesso l'identificazione degli alleli. L'elaborazione dei dati statistici per un confronto genetico tra le popolazioni è stata effettuata con i software GENETIX 4.04 (Belkhir *et al*., 2000), e ARLEQUIN (Excoffier *et al*., 1992).

Sono state calcolate le frequenze alleliche, l'eterozigosità osservata e attesa. La deviazione dall'equilibrio di Hardy-Weinberg è stata quantificata con un test di

permutazione. È stato analizzato il differenziamento genico tra i campioni sia con il *Fisher's exact test* delle frequenze alleliche sia con l'*Fst* a coppie. Per analizzare la distribuzione della variazione genetica è stata condotta l'analisi della varianza molecolare (AMOVA).

La procedura di Bonferroni (Rice, 1989) è stata applicata per ridurre il livello di probabilità dei test.

Tab. 1 - Variazione genetica mostrata dai cinque loci di microsatelliti nelle popolazioni siciliane di *Merluccius merluccius*. H_o e H_e sono rispettivamente eterozigosità osservata e attesa. La significatività della deviazione dall'equilibrio di Hardy-Weinberg è indicata con * per $p< 0.05$ e ** per $p< 0.001$; i campioni nei quali $p< 0.001$, la significatività si mantiene anche dopo l'applicazione della procedura di Bonferroni.

Genetic variation at the five microsatellite loci in Sicilian populations of Merluccius merluccius. H_o *and* H_e *are observed and expected heterozigosity, respectively. Significant departure from the Hardy-Weinberg equilibrium is denoted by * (*p< *0.05) and ** (*p< *0.001). Sample observations with* p< *0.001 maintained significant departure also after Bonferroni correction.*

Locus		Campioni						
		Catania	C. del Golfo	Porticello	Siracusa	S. Agata	Licata	Marsala
Hk3b	Range alleli	326-344	328-348	322-342	322-342	328-342	328-346	322-344
	N° alleli	10	8	8	8	7	9	9
	H_o	0.279**	0.299**	0.212**	0.323**	0.273*	0.373**	0.206**
	H_e	0.399	0.510	0.407	0.453	0.340	0.535	0.377
Hk9b	Range alleli	106-198	110-200	106-196	106-190	106-216	106-192	106-198
	N° allel*i*	45	39	41	38	42	39	44
	H_o	0.941**	0.871*	0.870*	0.942	0.945	0.899*	0.926**
	H_e	0.978	0.975	0.971	0.971	0.978	0.972	0.977
Hk34b	Range alleli	108-158	110-176	120-164	110-152	108-146	116-146	118-158
	N° alleli	18	21	19	19	15	16	15
	H_o	0.180**	0.213**	0.203**	0.230**	0.278**	0.299**	0.190**
	H_e	0.935	0.931	0.936	0.922	0.893	0.918	0.928
Hk29	Range alleli	146-198	134-180	144-198	144-198	146-180	134-198	134-180
	N° alleli	16	16	15	14	12	14	14
	H_o	0.333**	0.300**	0.300**	0.125**	0.136**	0.109**	0.422**
	H_e	0.899	0.898	0.923	0.897	0.870	0.882	0.904
UEAW01	Range alleli	202-238	200-232	156-234	202-236	202-232	202-232	202-238
	N° alleli	18	17	18	18	15	16	17
	H_o	0.844*	0.838	0.957	0.730**	0.854	0.797*	0.809
	H_e	0.922	0.929	0.917	0.922	0.920	0.921	0.932

Risultati

I cinque loci di microsatelliti analizzati hanno mostrato un buon livello di variazione genetica in tutti i siti di campionamento, con un numero medio di alleli per locus di 19.71 (d.s. =11.48). In particolare il locus *Hk9b* è quello che ha mostrato un più alto numero di alleli (49), mentre il meno variabile è stato il locus *Hk3b*. Dal test per l'equilibrio di Hardy-Weinberg, l'eterozigosità media osservata per locus è risultata significativamente inferiore a quella attesa in quasi tutte le stazioni e per quasi tutti i loci, evidenziando sempre un deficit di eterozigoti (Tab. 1).

Nella Tab. 2 sono riportate le frequenze dell' allele più comune in ogni campione per singolo locus. Si noti come in due loci su cinque l'allele con frequenza più alta è lo stesso nei sette campioni analizzati con valori di frequenza molto alti: in *Hk3b* l'allele *332* ha una frequenza compresa tra 68 e 81%; in *Hk34* l'allele *130* tra 15 e 25%.

Tab. 2 - Frequenze dell'allele più comune in ogni campione e nei cinque *loci* analizzati.
Frequencies of the most common allele in each sample at the five loci.

Locus	Allele	Campione						
		Catania	C. del Golfo	Porticello	Siracusa	S. Agata	Licata	Marsala
Hk3b	*332*	0.680	0.778	0.808	0.772	0.758	0.680	0.792
Hk9	*116*					0.083		
	138							0.062
	146		0.099	0.058	0.052			
	160	0.052					0.061	
Hk34	*130*	0.175	0.152	0.245	0.123	0.181	0.172	0.164
Hk29	*148*					0.189	0.250	0.171
	160	0.245	0.160	0.268	0.222			
UEAw01	*216*	0.131	0.144	0.154				
	218				0.133	0.167	0.154	0.131

L'*exact test* calcolato per verificare l'omogeneità delle frequenze alleliche e l'*Fst* dell'AMOVA (*Fst*=0.00009 $p>0.05$) non hanno mostrato alcun differenziamento genetico tra le popolazioni; inoltre, la porzione maggiore della variazione genetica risiedeva entro i campioni (99%) piuttosto che tra i campioni (1%). Le uniche differenze significative sono state riscontrate nel confronto a coppie degli *Fst* di Wright tra la stazione di S. Agata e quella di Licata (*Fst*=0.0051, $p<0.05$) e tra S. Agata e Castellammare del Golfo (*Fst*=0.0053, $p<0.05$), che, al contrario, risultavano non significative dopo l'applicazione della procedura di Bonferroni.

Conclusioni

Tutte le popolazioni deviano dall'equilibrio di Hardy-Weinberg e mostrano sempre un deficit di eterozigoti. Il deficit di eterozigoti è stato attribuito ad un effetto Walhund, che implica un'eterogeneità all'interno dei campioni. Tale eterogeneità viene confermata dall'AMOVA, secondo cui la percentuale maggiore (99%) di variazione risiede all'interno dei campioni. L'*Fst* calcolato dall'AMOVA mostra un valore molto basso e non significativo (Fst=0.00009 p>0.05) ad indicare che il flusso genico tra i nostri campioni è elevato; tale valore è più basso rispetto a quello trovato da Lundy *et al.* (1999) calcolato sugli stessi loci. Anche i due test di eterogeneità utilizzati nel confronto a coppie non hanno rilevato alcuna differenza significativa. Questi risultati sono in accordo con l'assenza di struttura di popolazione descritta precedentemente nelle acque siciliane da Lo Brutto *et al*. (1998) e Levi *et al.* (2004) con marcatori biochimici (allozimi). Non essendo stata trovata alcuna strutturazione tra le popolazioni esaminate possiamo concludere che in Sicilia il nasello è rappresentato da un unico pool genico e che le popolazioni siciliane costituiscono un unico stock che andrebbe gestito come un'unica risorsa.

Ringraziamenti

Si ringrazia la Dr.ssa M. Galante del Dipartimento Pesca - Servizio Disciplina Comunitaria per la disponibilità ed assistenza dimostrata nel corso della presente ricerca.

Bibliografia

BELKHIR K., BORSA P., CHIKHI L., RAUFASTE N., BONHOMME F. (2000) – *Genetix - a window TM based Software for population genetic analyses*. Laboratoire Gènome, populations, interactions CNRS UMR 5000, Universitè de Montpellier II, Montpellier, France.

EXCOFFIER L., SMOUSE P.E., QUATTRO J.M. (1992) – Analysis of molecular variance inferred from metric distance among DNA haplotypes: application to human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics*, **131**: 479-491.

LEVI D., PATTI B., LO BRUTTO S., ARCULEO M., PARRINELLO N., RIZZO P. (2004) - Genetic and morphometric variation of Mediterranean hake, *Merluccius merluccius*, in the Strait of Sicily (Central Mediterranean). *It. J. Zool.*, **71**: 165-170.

LO BRUTTO S., ARCULEO M., MAURO A., SCALISI M., CAMMARATA M., PARRINELLO N. (1998) - Allozymic variation in Mediterranean hake, *Merluccius merluccius*, (Gadidae). *It. J. Zool.*, **65** (Suppl.): 49-52.

LUNDY C.J., MORAN P., RICO C., MILNER R.S., HEWITT G.M. (1999) – Macrogeographical population differentiation in oceanic environments: a case study of European hake (*Merluccius merluccius*), a commercially important fish. *Mol. Ecol.*, **8**: 1889-1898.

ORSI RELINI L., PAPACONSTANTINOU C., JUKIC-PELADIC S., COUPLET A., DE SOLA L. G., PICCINETTI C., KAVADAS S., ROSSI M. (2002) – Distribution of the Mediterranean hake populations (*Merluccius merluccius smiridus* Rafinesque, 1810) (Osteichtyes: Gadiformes) based on six years monitoring by trawl-surveys: some implications for management. *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 21-38.

RICE W.R. (1989) - Analysing tables of statistical tests. *Evolution,* **43**: 223-225.

ZOUROS E., FOLTZ D.W. (1984) – Possible explanation of heterozigote deficency in bivalve mollusca. *Malacologia,* **25**: 583-591.

Ricerca finanziata con fondi della Regione Siciliana–Assessorato Cooperazione, Commercio, Artigianato e Pesca (POR–Sicilia 2000/06, progetto cod. 1999.IT.16.1.011/4.17b/8.3.7/0006).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 797-800

R. Baldacconi, F. Cardone, C. Nonnis Marzano, G. Corriero

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi di Bari, Via Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.
g.corriero@biologia.uniba.it

RIPRODUZIONE SESSUALE IN UNA POPOLAZIONE NATURALE E IN FRAMMENTI REIMPIANTATI DI *SPONGIA OFFICINALIS* VAR. *ADRIATICA* (PORIFERA, DEMOSPONGIAE)

SEXUAL REPRODUCTION IN A NATURAL POPULATION AND IN REIMPLANTED FRAGMENTS OF SPONGIA OFFICINALIS *VAR.* ADRIATICA *(PORIFERA, DEMOSPONGIAE)*

Abstract

Sexual reproduction has been estimated in a natural population and in an artificial stock of sponge fragments of Spongia officinalis *var.* adriatica *(Porifera, Demospongiae). The research, carried out over an eight months period along the Ionian Italian coast, points out the ability of sponge fragments to produce sexual elements up to apparently complete larvae, even if in lower number than the natural population.*

Key-words*: sponges, sexual reproduction, sponge culture.*

Introduzione

L'overfishing (Pronzato *et al.*, 1996) e una serie di eventi epidemici (Gaino e Pronzato, 1989; Vacelet *et al.*, 1994) hanno determinato una drastica rarefazione delle popolazioni di spugne commerciali del Mediterraneo. La riduzione dello sforzo di pesca a partire dagli anni '90 ha consentito una progressiva riaffermazione di questi organismi, le cui popolazioni tuttavia, anche a causa di recenti anomalie termiche (Cerrano *et al.*, 2000), evidenziano ridotta consistenza lungo gran parte delle coste italiane (Pronzato, 1999; Corriero, dati non pubblicati).

Il Dipartimento di Zoologia dell'Università di Bari da alcuni anni conduce ricerche finalizzate alla messa a punto di protocolli sperimentali per la pianificazione e la razionalizzazione di interventi di reintroduzione in ambiente naturale di poriferi di interesse commerciale. In tale contesto è stata effettuata un'analisi comparativa dell'investimento riproduttivo in una popolazione naturale di *Spongia officinalis* var. *adriatica* e in uno stock di frammenti della stessa specie ottenuto mediante tecniche di spongicoltura (Corriero *et al.*, 2004) e reimpiantato in differenti condizioni ecologiche.

Materiali e metodi

L'indagine è stata condotta presso l'Area Marina Protetta di Porto Cesareo (Mar Ionio). Da marzo a dicembre 2004, è stato effettuato mensilmente, in immersione con autorespiratore, il prelievo di campioni di tessuto in 10 esemplari di *S. officinalis* var. *adriatica*, scelti con criterio random da una popolazione naturale (densità media = 1 esemplare/20 m^2) localizzata in una secca superficiale (–6 m) (temperatura media = 19.6±5.3 °C).

Lo stesso piano di campionamento è stato predisposto su un gruppo speri-

mentale di frammenti di spugna (n=24; dimensioni medie: circa 100 cm^3) asportati mediante cutter da altrettanti esemplari della popolazione naturale. I frammenti sono stati quindi posizionati su supporti di cemento e acciaio in un sito privo di *S. officinalis,* posto a pochi km di distanza dalla popolazione d'origine, alla profondità di 18 m (temperatura media = 19.1±4.4 °C).

I campioni di tessuto prelevati sono stati fissati in acqua di mare e formalina al 4% e trattati mediante tecniche istologiche standard (inclusi in paraplast e tagliati in sezioni di 7 µm di spessore, colorate con blu di toluidina) per l'individuazione al microscopio ottico degli elementi riproduttivi.

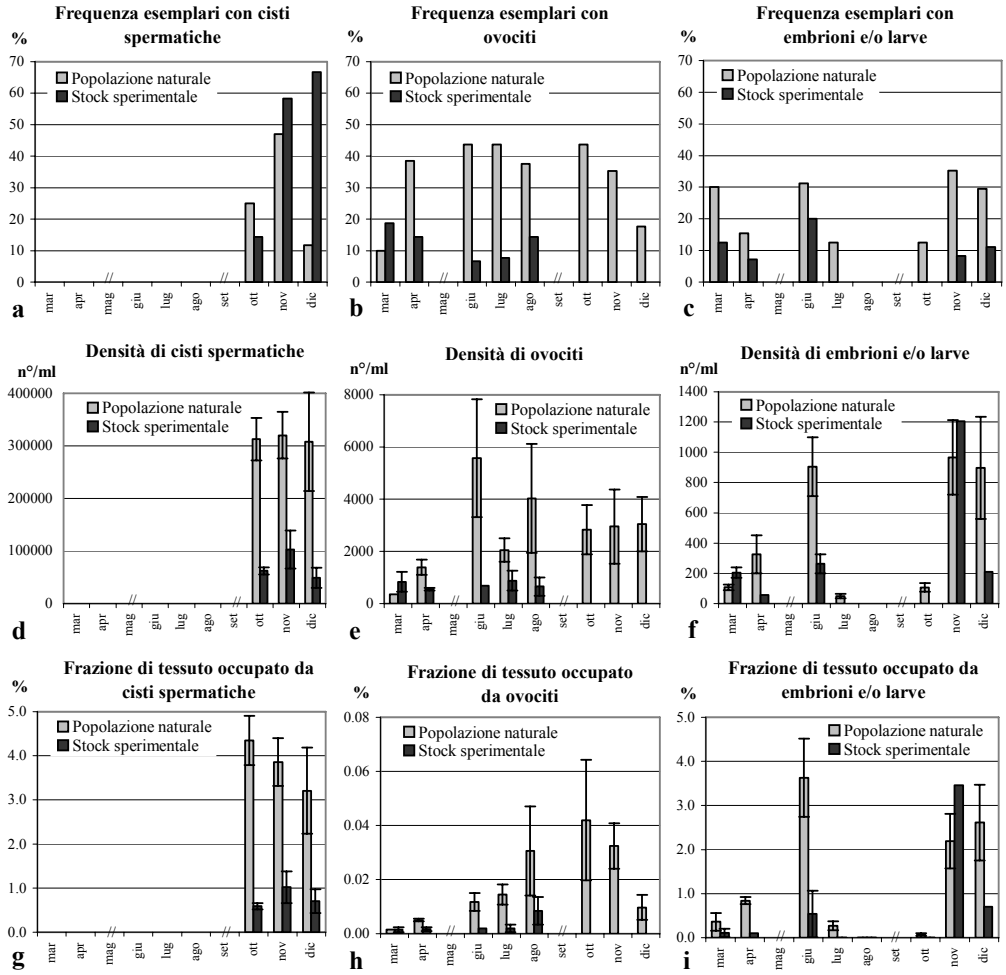


Fig. 1 - *Spongia officinalis* var. *adriatica* a-c: frequenza di esemplari con elementi riproduttivi (valore percentuale); d-f: densità degli elementi riproduttivi (n°/ml±ES); g-i: frazione di tessuto occupato dagli elementi riproduttivi (valore percentuale±ES). //: dato non rilevato.

Spongia officinalis *var.* adriatica *a-c: frequence of specimens with reproductive elements (percent value); d-f: density of reproductive elements (n°/ml±SE); g-i: tissue fraction occupied by reproductive elements (percent value±SE). //: data lacking.*

Risultati

In accordo con la letteratura, *S. officinalis* è una demospongia vivipara. Possiede un ciclo riproduttivo che abbraccia gran parte dell'anno con una fase ovogenetica più prolungata di quella spermatogenetica (Scalera Liaci *et al*., 1971).

Durante gli otto mesi d'osservazione, sia nel banco naturale che nello stock sperimentale sono stati costantemente rinvenuti esemplari con elementi riproduttivi (cisti spermatiche, ovociti, embrioni e larve) (Fig. 1).

Esemplari con gameti maschili sono stati esclusivamente rinvenuti nei mesi autunnali, sia nella popolazione naturale (frequenza media: 10,5±5,7%), che nello stock sperimentale (17,4±9,4%) (Fig. 1a). Nella popolazione naturale le cisti spermatiche hanno evidenziato valori di abbondanza sostanzialmente maggiori rispetto a quelli osservati nei frammenti reimpiantati (Fig. 1d,g). Le dimensioni medie delle cisti spermatiche sono risultate identiche nei due gruppi di esemplari (circa 60 μm in diametro).

Esemplari con gameti femminili sono stati rinvenuti nella popolazione naturale durante tutto il periodo d'osservazione (frequenza media: 33,8±4,3%), mentre nello stock sperimentale l'ovogenesi ha evidenziato una brusca interruzione nei mesi autunnali (7,7±2,5%) (Fig. 1b). L'andamento della densità e della percentuale di tessuto occupato da ovociti ha mostrato ampie fluttuazioni stagionali nella popolazione naturale, mentre nei frammenti reimpiantati tali valori si sono mantenuti considerevolmente inferiori e costanti (Fig. 1e,h). Le dimensioni medie degli ovociti sono risultate confrontabili tra i due gruppi di esemplari, comprese tra 40 e 50 μm in diametro.

Esemplari con embrioni e/o larve (del tipo parenchimella) sono stati costantemente rinvenuti nella popolazione naturale (frequenza media: 20,8±4,1%), e, con l'eccezione del mese di ottobre, anche nello stock sperimentale (7,4±2,4%) (Fig. 1c). L'andamento dei valori di abbondanza di tali elementi ha evidenziato due picchi (giugno, dicembre) nel banco naturale, e valori essenzialmente più bassi, senza evidenti variazioni mensili, nello stock sperimentale (Fig. 1f,i). Le dimensioni medie delle larve nei due gruppi di esemplari hanno mostrato un range sovrapponibile per tutto il periodo di osservazione, compreso tra 200 e 500 μm.

Conclusioni

La valutazione dell'attività riproduttiva, fino alla fase di reclutamento larvale, costituisce la base cognitiva essenziale per la pianificazione di progetti di restocking.

Questa indagine di carattere preliminare ha dimostrato che un gruppo di frammenti di *S. officinalis* reimpiantato in ambiente naturale, utilizzando metodiche standard di spongicoltura (Corriero *et al*., 2004), mantiene la capacità di produrre gameti, fino alla costituzione di larve che presentano caratteri morfologici e dimensionali propri delle forme complete.

L'investimento riproduttivo tuttavia è risultato inferiore rispetto alla popolazione naturale, probabilmente in rapporto al drastico cambiamento delle condizioni ecologiche, abiotiche (luce, temperatura, salinità, idrodinamismo, trofismo) e biotiche (taglia, densità, distribuzione e *sex ratio*) cui sono stati sottoposti i frammenti reimpiantati, che potrebbe avere indotto risposte metaboliche influenti sull'attività sessuale della spugna (Fell, 1993). Inoltre, soprattutto nelle prime fasi

d'impianto, i frammenti di spugna hanno presumibilmente indirizzato gran parte della loro attività metabolica verso i processi implicati nella cicatrizzazione dei tessuti tagliati (Corriero *et al*., 2004).

Bibliografia

CERRANO C., BAVESTRELLO G., NIKE-BIANCHI C., CATTANEO-VIETTI R., BAVA S., MORGANTI C., MORRI C., PICCO P., SARA' G., SCHIAPARELLI S., SICCARDI A., SPONGA F. (2000) – A Catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean Sea), in summer 1999. *Ecol. Lett.*, **3**: 284-293.

CORRIERO G., LONGO C., MERCURIO M., NONNIS MARZANO C., LEMBO G., SPEDICATO M.T. (2004) – Rearing performance of *Spongia officinalis* on suspended ropes off the Southern Italian Coast (Central Mediterranean Sea). *Aquaculture*, **238**: 195-205.

FELL P.E. (1993) – Porifera. In: Adiyodi K.G., Adiyodi R.G. (eds), *Reproductive biology of invertebrates*. John Wiley and Sons Ltd, New York, **1**: 1-25.

GAINO E., PRONZATO R. (1989) – Ultrastructural evidence of bacterial damage to *Spongia officinalis* fibres (Porifera, Demospongiae). *Dis. Aquat. Org.*, **6**: 67-74.

PRONZATO R. (1999) – Sponge-fishing, disease and farming in the Mediterranean Sea. *Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, **9**: 485-493.

PRONZATO R., RIZZELLO R., DESSY E., CORRIERO G., SCALERA LIACI L. (1996) – Distribuzione e pesca di *Spongia officinalis* (L.) (Porifera, Demospongiae) lungo il litorale ionico pugliese. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **60-61**: 79-89.

SCALERA LIACI L., SCISCIOLI M., MATARRESE A., GIOVE C. (1971) – Osservazioni sui cicli sessuali di alcune Keratosa (Porifera) e loro interesse negli studi filogenetici. *Atti Soc. Peloritana Sc. Fis. Mat. e Natur.*, **17**: 33-52.

VACELET J., GAINO E., GALLISSIAN M.F., VACELET E. (1994) – Bacterial attack of spongin skeleton during the 1986-1990 Mediterranean sponge disease. In: van Soest R.W.M., van Kempen T.M.G., Braekman J.C. (eds), *Sponges in Time and Space*. Balkema, Rotterdam: 355-362.

Ricerca finanziata con fondi attribuiti dal Ministero per le Politiche Agricole (MiPAF - V e VI Piano triennale – Acquacoltura).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 801-805

G. Basilone, M. Musco, L. Caruana, A. Cuttitta, A. Bonanno,
B. Patti, G. Buscaino, S. Mazzola

Gruppo Interdisciplinare di Oceanografia (G.I.O.), c/o IAMC-CNR,
Via Luigi Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.
walter.basilone@irma.pa.cnr.it

RISULTATI PRELIMINARI SU ALCUNI ASPETTI DELL'ALIMENTAZIONE DELL'ACCIUGA EUROPEA (*ENGRAULIS ENCRASICOLUS*) NELLO STRETTO DI SICILIA

*PRELIMINARY RESULTS ON FEEDING ASPECTS OF THE EUROPEAN ANCHOVY (*ENGRAULIS ENCRASICOLUS*) IN THE STRAIT OF SICILY*

Abstract

*The feeding ecology of the European anchovy (*Engraulis encrasicolus *L. 1758) in the Mediterranean Sea was investigated in the NW, and no data are available in literature from the central and oriental part. The diel feeding intensity and daily ration were estimated under natural conditions in the Strait of Sicily, during the peak of the spawning period of anchovy. Quantitative analysis of the stomach content showed a diurnal feeding activity with peak at dusk. Results were compared to those reported from other sites of Mediterranean and the Black Sea.*

Key-words*: diurnal variations, feeding behaviour, evacuation, clupeoid fisheries.*

Introduzione

La conoscenza delle abitudini alimentari di questa specie durante la riproduzione fornisce utili informazioni allo studio dei meccanismi che regolano la deposizione. Infatti, è stato sovente osservato, sia in questa specie che in altre, un fenomeno di regressione della gonade (atresia) in condizioni alimentari carenti (Mazzola *et al*., 2000, 2002; Painting *et al*., 1998; Tsuruta e Hirose, 1989; Hunter e Macewicz, 1985). Questo lavoro si propone in particolare di stimare i valori del tasso istantaneo d'evacuazione e della razione giornaliera dell'acciuga europea *in situ*, durante il periodo riproduttivo, nonché di conoscere l'andamento giornaliero del riempimento stomacale. Purtroppo l'esiguità dei campioni sino ad oggi raccolti non ha consentito agli autori una adeguata trattazione statistica dei risultati, così come suggerita nello studio di revisione critica effettuato da Cortés (1996). I risultati dovranno quindi essere considerati come preliminari.

Materiali e metodi

L'area investigata, compresa tra Mazara del Vallo e Capo Passero, lungo la costa meridionale siciliana è risultata area di deposizione per l'acciuga europea (Garcia Lafuente *et al*., 2002). Il campionamento è avvenuto nel periodo 22-30 giugno 2003, in corrispondenza del picco di deposizione dell'acciuga (Basilone *et al*., 2005). Su 24 cale, effettuate mediante una rete pelagica sperimentale, soltanto in 10 vi era la presenza dell'acciuga. Un subcampione costituito da un massimo di 25 esemplari per ogni cala positiva alle alici è stato preso dalla cattura totale, ed

è stato subito fissato in una soluzione di formalina al 4% tamponata con fosfato mono- e dibasico di sodio. Successivamente, in laboratorio, gli esemplari sono stati processati misurando lunghezza (Lt, 1 mm) e peso totale (Pt, 0.01 g), e determinandone il sesso e la maturità gonadica (Holden e Raitt, 1974). Di ogni esemplare è stato prelevato e pesato lo stomaco, estratto il contenuto ed essiccato in stufa a 70 °C per 48 ore. Il peso secco del contenuto stomacale (Ps) è stato determinato con una precisione di 0.0001 g poiché la fissazione in formaldeide determina una variazione ponderale nei campioni, il peso fresco degli esemplari è stato stimato utilizzando la seguente relazione (Bonanno *et al.,* 2001): $Pt = 1.0299 \cdot Ptf + 0.2449$ dove Pt è il peso totale fresco e Ptf il peso totale dell'esemplare fissato.

L'indice di riempimento stomacale (S) è stato calcolato dividendo il peso secco del contenuto stomacale (Ps) per il peso totale dell'animale (Pt), moltiplicato per 1000. Per ogni pescata si è quindi calcolato il valore medio di tale indice.

I dati utilizzati per calcolare il tasso istantaneo di svuotamento gastrico (R) si riferiscono alle catture effettuate nella parte della giornata dove si assume che la specie non si alimenti (Arrhenius e Hansson, 1994). La relazione che esiste, nel periodo di digiuno, fra il contenuto dello stomaco (espresso come valore medio di S) all'istante t (S_t) e quello iniziale (S_0) può essere espressa come segue: $S_0 = S_0 e^{-Rt}$ dove R è il tasso istantaneo di svuotamento gastrico e t l'intervallo temporale considerato. Applicando i logaritmi naturali ad entrambi i membri dell'equazione, si ottiene la seguente relazione lineare: $LnS_t = LnS_0 - Rt$. La pendenza della retta di regressione ottenuta rappresenta il tasso istantaneo d'evacuazione (R). La stima del consumo o razione giornaliera (C_t), espresso in grammi di peso secco di cibo per 1000 diviso il peso totale dell'esemplare (g), è stato stimato utilizzando il modello esponenziale di digestione di Eggers (1979). Tale scelta è stata fatta in funzione delle caratteristiche alimentari della specie studiata ed è meno soggetto alla necessità di un campionamento fitto sia in senso temporale che spaziale (Tudela e Palomera, 1995). Secondo il modello di Eggers, il consumo di cibo in un dato intervallo di tempo t è descritto dalla seguente relazione: $C_t - (S_t - S_0) = S\,Rt$. Per poter confrontare i valori del Ct con quelli in letteratura, il cibo in peso secco è stato convertito in peso umido basandosi sull'osservazione dei contenuti stomacali che hanno mostrato come la dieta consista principalmente di zooplancton e applicando il valore di contenuto acqueo per i copepodi appartenenti, ad esempio, al genere *Calanus* riportato da Lovegrove (1966) di 84,7%.

Risultati

Tasso istantaneo di evacuazione

Sulla base del criterio di selezione sopra menzionato, ovvero considerando soltanto la fase di digiuno della specie, per il calcolo di R sono stati utilizzati i dati delle catture 13, 15, 17 e 22. Il tasso d'evacuazione ottenuto come pendenza della retta di regressione è risultato di 0.135 (h^{-1}).

Consumo o razione giornaliera

Riguardo il ciclo di alimentazione dell'acciuga, i dati hanno mostrato che l'indice di riempimento stomacale (S) presenta un minimo (0,710) alle 06:50 h GMT, mentre i valori aumentano durante le ore diurne, arrivando ad un picco massimo (4,87) alle 17:00 h GMT (Fig. 1). La razione giornaliera è stata calcolata utilizzando le catture temporalmente consecutive per le quali vi era un aumento di S.

ovvero della parte del ciclo giornaliero nella quale gli individui si alimentavano. Applicando il metodo di Eggers (1979) al suddetto periodo di alimentazione si ottiene un valore di C_t uguale a 4,229±2,549 g Ps1000 g^{-1}Pt. La razione giornaliera è spesso indicata dal rapporto fra peso umido di cibo e peso totale fresco dell'esemplare. Il valore di C_t così calcolato è di 2,526%.

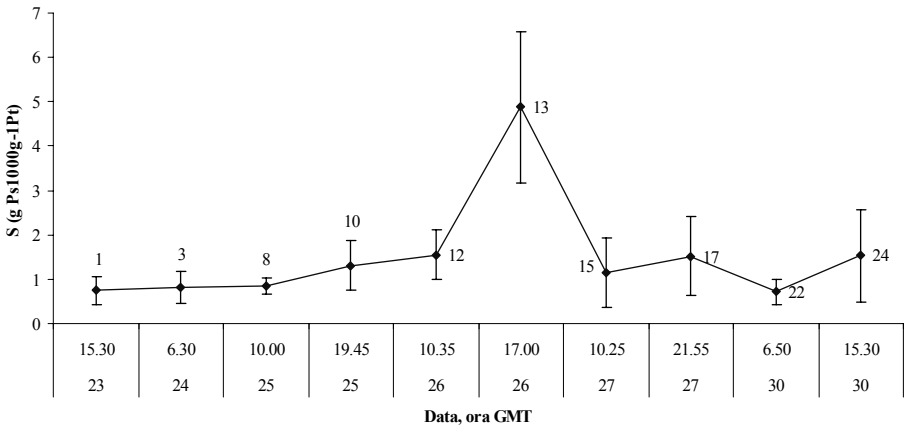


Fig. 1 - Valori dell'indice di riempimento stomacale (S) ± d.s., per orario di cattura nelle stazioni effettuate dal 23 al 30 giugno 2003.
Stomach fullness index (S) ± s.d., for each haul time during the period 23-30 June 2003.

Conclusioni

I valori di riempimento stomacale indicano una netta prevalenza di alimentazione durante le ore del giorno, mentre durante la notte prevalgono i processi digestivi. Il valore di R ottenuto è inferiore a quello stimato per altre aree, dove è ipotizzabile un elevato trofismo ed una maggiore disponibilità di cibo rispetto all'area da noi indagata (Basilone *et al.*, 2004). Infatti, il tasso istantaneo di evacuazione è in genere direttamente proporzionale al contenuto stomacale (e quindi alla disponibilità di cibo). Similarmente anche il consumo giornaliero, stimato, è inferiore a quello riportato in letteratura, per questa specie nel Mediterraneo e nel Mar Nero (Tab. 1).

In conclusione bisogna però sottolineare come tale studio abbia evidenziato la necessità di effettuare un campionamento più fitto durante la fase digestiva (notturna) e di alimentazione attiva (diurna) al fine di avere a disposizione un numero significativo di catture tale da consentire un trattamento statistico dei dati fornendo così robustezza alle stime effettuate di R e di Ct (Cortés, 1996). In virtù di questa ultima considerazione si fa presente che i risultati quantitativi di tale studio sono quindi da ritenersi del tutto preliminari, sebbene le abitudini alimentari descritte dall'andamento del indice di riempimento stomacale possano essere considerate confrontabili con la letteratura ed effettivamente mostrano un alimentazione principalmente diurna.

Tab. 1 - Valori del consumo giornaliero dell'acciuga europea nel Mediterraneo e nel Mar Nero. *Daily consumption values of European anchovy in the Mediterranean and Black Sea.*

Mese e anno	*Ct % di Pt*	*Modello utilizzato*	*Area di studio*	*Autori*
Maggio 1994	3.9	Eggers (1979)	Mediterraneo NW (Delta Ebro)	Tudela & Palomera (1995)
	3.7	Elliott & Persson (1978)		
Maggio 1995	-			Tudela & Palomera (1997)
Luglio-Settembre 1995	3.4		Mediterraneo NW (Golfo di Lione)	Plounevez & Champalbert (2000)
Luglio 1996	3.9			
Luglio 1992	13-55	-	Mar Nero	Bulgakova (1996)
	32	-		
Giugno 2003	2.5	Eggers (1979)	Mediterraneo centrale	Questo lavoro

Bibliografia

ARRHENIUS F., HANNSON S. (1994) - *In situ* food consumption by young-of-the-year Baltic Sea herring *Clupea harengus*: a test of predictions from a bioenergetics model. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **110**: 145-149.

BASILONE G., GUISANDE C., PATTI B., MAZZOLA S., CUTTITTA A., BONANNO A., KALLIANIOTIS A. (2004) - Linking habitat conditions and growth in the European anchovy (*Engraulis encrasicolus*). *Fish. Res*., **68**: 9-19.

BASILONE G., PATTI B., MAZZOLA S., CUTTITTA A., BONANNO A., SPOSITO P., KALLIANIOTIS A. (2005) - Growth of the European anchovy (*Engraulis encrasicolus*) in the Strait of Sicily. Report of the MedSudMed Expert Consultation on Small Pelagic Fishes: Stock identification and oceanographic processes influencing their abundance and distribution. GCP/RER//ITA/MSM-TD-05. Medsudmed technical document, **5**: 79-89.

BONANNO A., PATTI B., BASILONE G., CUTTITTA A., BUSCAINO G. (2001) - Variazioni ponderali nell'Acciuga Europea (*Engraulis encrasicolus* L. 1758) dopo fissazione in formalina durante il picco riproduttivo nello Stretto di Sicilia. Pubblicazione dell'Istituto di Ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente. Technical Report N.ED/AB-BP-GB-AC-GB/2/0101/REL. Mazara del Vallo (TP).

BULGAKOVA Y.V. (1996) - Feeding in the Black Sea anchovy: Diet composition, feeding behaviour, feeding periodicity and daily rations (Abstract). *Sci. Mar*., **60** (Suppl. 2): 283-284.

CORTES E. (1996) - A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Can. J. Fish. Acquat. Sci*., **54**: 726-738.

EGGERS D.M. (1979) - Comments in some recent methods for estimating food consumption by fish. *J. Fish. Res. Bd. Can.,* **36**: 1018-1019.

ELLIOT J.M., PERSSON L. (1978) - The estimation of dily rates of food consumption for fish. *J. Anim. Ecol.,* **47**: 977-993.

GARCIA LAFUENTE J., GARCIA A., MAZZOLA S., QUINTANILLA L., DELGADO J., CUTTITTA A., PATTI B. (2002) - Hydrographic phenomena influencing early life stages of the Sicilian Channel anchovy. *Fish. Oceanog.,* **11**: 31-44.

HOLDEN M.J., RAITT D.F.S. (1974) - Manual of fisheries science. Part 2. Resource investigation and their application. *FAO Fish. Tech. Pap*., **115** (rev. 1): 214 pp.

HUNTER J.R., MACEWICZ B.J. (1985) - Measurement of spawning frequency in multiple spawning fishes. In: Lasker R. (ed), *An Egg Production Method for Estimating Spawning Biomass of Pelagic Fish: Application to the Northern Anchovy, (*Engraulis mordax*)*. NOAA Technical Rep. NMFS, **36**: 79-93.

LOVEGROVE T. (1966) - The determination of the dry weight of plankton and the effect of various factors on the values obtained. In: Barness H (ed), *Some contemporary studies in marine science*. Hafner, New York: 429-467.

MAZZOLA S., GARCIA A., GARCIA LAFUENTE J. (2000) - Distribution, biology, and biomass estimates of the Sicilian channel Anchovy. DGXIV MED 96-052 Final Report.

MAZZOLA S., GARCIA A., GARCIA LAFUENTE J. (2002) - The Sicilian Channel anchovy fishery and the underlying oceanographic and biological processes conditioning their interannual fluctuations. DGXIV MED 98/070 Final Report.

PAINTING S.J., HUTCHINGS L., HUGGET A.J., KORRUBEL J.L., RICHARDSON A.J., VERHEYE H.M. (1998) - Environmental And biological monitoring for forecasting anchovy recruitment in the southern Benguela upwelling region. *Fish. Ocean*., **7**: 364-374.

PLOUNEVEZ S., CHAMPALBERT G. (2000) - Diet, feeding, behaviour and trophic activity of the anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) in the Gulf of Lions (Mediterranean Sea). *Oceanol. Acta,* **23**: 175-192.

TUDELA S., PALOMERA I. (1995) - Diel feeding intensity and daily ration in the anchovy *Engraulis encrasicolus* in the northwest Mediterranean Sea during the spawning period. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **129**: 55-61.

TUDELA S., PALOMERA I. (1997) - Trophic ecology of the Europen Anchovy *Engraulis encrasicolus* in the Catalan Sea (Northwestern Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **160**: 121-134.

TSURUTA Y., HIROSE K. (1989) - Internal regulation and reproduction in Japanese anchovy (*Engraulis japonicus*) as related to population fluctuation. In: R.J. Beamish and G.A. McFarlane (eds), *Effects of ocean variability on recruitment and an evaluation of parameters used in stock assessment models.* Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., **108**: 111-119.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 806-808

N. Bettoso, L. Faresi, F. Aleffi

Laboratorio di Biologia Marina, Via A. Piccard, 54 - 34010 Trieste, Italia.
oaa.bentos@arpa.fvg.it

PRIME OSSERVAZIONI SULLE CATTURE DI *SEPIA OFFICINALIS* (MOLLUSCA, CEPHALOPODA) NEL GOLFO DI TRIESTE

PRELIMINARY OBSERVATIONS ON THE CATCHES OF SEPIA OFFICINALIS *(MOLLUSCA, CEPHALOPODA) IN THE GULF OF TRIESTE*

Abstract

The catches of Sepia officinalis *(Mollusca, Cephalopoda) obtained in 2004 by different fishing activities in the Gulf of Trieste were investigated on a monthly basis. The stages of sexual maturity were analyzed in males and females according to size class. The length-frequency distribution of the catches was unimodal. Traps and trammel nets resulted more selective in size and sexual maturity than trawling methods.*

Key-words: Sepia officinalis*, fisheries, catches composition, sexual maturity, Gulf of Trieste.*

Introduzione

La seppia (*Sepia officinalis*) costituisce nel Golfo di Trieste una delle risorse demersali più importanti per la pesca. I sistemi di cattura più utilizzati per sfruttare tale risorsa sono le nasse per seppie, le reti tramaglio, le reti a strascico con divergenti ed i rapidi o ramponi.

La presente ricerca, afferente al VI Piano triennale della pesca e dell'acquacoltura finanziato dal Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, ha lo scopo di fornire le prime osservazioni sulle catture di seppie nel Golfo di Trieste, in relazione ai diversi sistemi di pesca impiegati per la cattura. Vengono inoltre esaminati gli stadi di maturità delle gonadi in relazione alla taglia degli individui.

Materiali e metodi

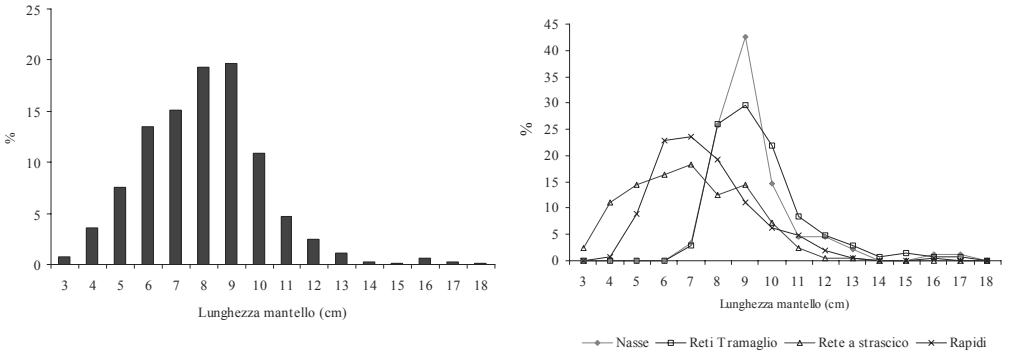
Nel periodo maggio-dicembre 2004 è stata rilevata, a cadenza mensile, la composizione delle catture per classi di lunghezza del mantello (LM, al cm inferiore) in ogni sistema di pesca impiegato (nasse per seppie, reti tramaglio, rete a strascico con divergenti, rapidi). Almeno trenta esemplari mensili, per ogni sistema di cattura, sono stati prelevati ai punti di sbarco della flotta peschereccia di Grado (GO). I campioni relativi alle reti tramaglio e le nasse risalgono al solo periodo maggio-agosto 2004. È stata infine effettuata l'analisi macroscopica delle gonadi nei maschi e nelle femmine, secondo la scala suggerita da Lipinski (1979) e riportata in Scarcella *et al*. (2002): stadio 1 (immaturo), stadio 2 (in maturazione), stadio 3 (maturo), stadio 4 (pienamente maturo).

Risultati

Sono stati esaminati 693 esemplari, di cui 319 maschi (46%), aventi una LM media e deviazione standard di 83,4±21,6 mm, e 374 femmine (54%) con una LM media e deviazione standard di 86,4±20,6 mm. La distribuzione di frequenza delle

lunghezze è unimodale, la taglia più abbondante è stata di 9 cm e rappresenta il 20% del totale dei campioni analizzati (Fig. 1a).

La taglia più abbondantemente pescata con le nasse e le reti tramaglio è stata di 9 cm ed entrambe i sistemi hanno catturato esclusivamente individui di taglia superiore a 7 cm. Nei sistemi di pesca a strascico (reti a strascico con divergenti e rapidi) la taglia più abbondante è stata di 7 cm (Fig. 1b). Per quanto riguardano gli stadi di maturità delle gonadi in relazione alla LM degli individui, è stato riscontrato che la taglia a partire dalla quale almeno il 50% degli esemplari esaminati sono risultati maturi (stadio 3 e 4), corrisponde a 7 cm per i maschi e 8 cm per le femmine (Fig. 2).



(a) (b)

Fig. 1 - a) Distribuzione percentuale di frequenza delle lunghezze per il totale dei campioni.
b) Distribuzione percentuale di frequenza delle lunghezze per ogni sistema di pesca.
a) Percent length-frequency distribution on total sampling.
b) Percent length-frequency distribution in the catches of each fishing gear.

Conclusioni

La taglia media complessiva delle catture rilevata nel Golfo di Trieste, è stata essenzialmente simile a quella riportata da Belcari *et al*. (2001) nel Mar Ligure. La taglia ed il numero delle femmine catturate sono stati leggermente superiori rispetto ai maschi, come già evidenziato in altre occasioni (e.g., Pinczon du Sel e Daguzan, 1997). Per quanto riguarda le catture dei singoli sistemi da pesca analizzati, la taglia più frequente, come pure la taglia di prima cattura, sono state le medesime sia nelle reti tramaglio che nelle nasse, in accordo con quanto osservato da altri autori in altre aree (e.g., Fabi *et al*. 2001; Medio Adriatico). L'analisi delle catture effettuate con le reti a strascico ed i rapidi ha messo in evidenza, invece, come tali attrezzi catturino individui di taglia inferiore rispetto a quelli pescati con gli attrezzi da posta, come rilevato da Belcari *et al*. (2001). Da tale analisi è emerso, inoltre, che la taglia più abbondante, catturata con i sistemi a strascico, corrisponde con la taglia di prima cattura per i sistemi da posta. L'analisi macroscopica delle gonadi, nei maschi e nelle femmine, in relazione alla taglia degli individui, ha permesso di osservare la coincidenza tra la taglia di prima cattura

con i sistemi da posta e la taglia in cui almeno il 50% degli individui è risultata matura, soprattutto per i maschi (Fig. 1b, Fig. 2); tale lunghezza è risultata conforme a quanto rilevato per la specie da altri autori (e.g., Mangold-Wirz, 1963; Guerra e Castro, 1988). Le osservazioni di cui sopra hanno pertanto messo in evidenza che gli attrezzi da posta, utilizzati durante il periodo primaverile estivo, sono più selettivi riguardo alla taglia e catturano in prevalenza individui sessualmente maturi o prossimi alla maturazione. I sistemi strascicanti, che operano tutto l'anno, catturano in maniera meno selettiva, sia sulla popolazione matura, che su quella immatura o in via di maturazione sessuale.

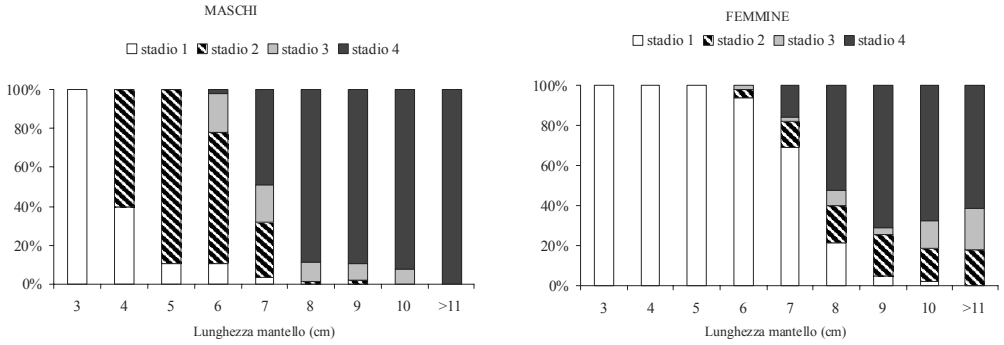


Fig. 2 - Stadi di maturità delle gonadi per classe di taglia nei maschi e nelle femmine.
Stages of gonad maturity on each size class in males and females.

Bibliografia

BELCARI P., ROSSETTI I., SARTOR P. (2001) - Interaction among different gears of *Sepia officinalis* L. 1758 by the Livorno fleet, Ligurian Sea. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 687-690.

FABI G., GRATI F., LUCCHETTI A., SCARCELLA G. (2001) - Osservazioni preliminari sulle catture di *Sepia officinalis* con tre attrezzi da posta in Medio Adriatico. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 660-664.

GUERRA A., CASTRO B.G. (1988) - On the life cycle of *Sepia officinalis* (Cephalopoda, Sepioidea) in the ria de Vigo (NW Spain). *Cah. Biol. Mar.*, **29**: 395-405.

LIPINSKI M.R. (1979) - Universal maturity scale for the commercially important squids. The results of maturity classification of the *Illex illecebrosus* for the years 1973-77. Int. Com. Northwest. Atl. Fish. (ICNAF), Research Document 79/II/38, Serial N° 5364: 40 pp.

MANGOLD-WIRZ K. (1963) - Biologie des Céphalopodes bentique et nectonique de la Mer Catalane. *Vie et Milieu*, **13** (Suppl.): 285 pp.

PINCZON DU SEL G., DAGUZAN J. (1997) - A note on sex ratio, length and diet of a population of Cuttlefish *Sepia officinalis* L. (Mollusca: Cephalopoda) sampled by three fishing methods. *Fish. Res.*, **32**: 191-195.

SCARCELLA G., FABI G., GRATI F., LUCCHETTI A. (2002) - Fattori che influenzano l'ingresso di *Sepia officinalis* L. 1758 nelle trappole. *Biol. Mar. Medit.*, **9** (1): 161-169.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 809-813

G. Bon, L. Feliziani, M. Doz, G. Barbieri, S. Kutin*

Cooperativa Lisert, Via Diaz, 16 - 34100 Trieste, Italia.
gabrielbon2003@yahoo.com
*Coop. Ecoscreen, Trieste, Italia.

METODI INNOVATIVI DI ANALISI DELLA PESCA CON LE NASSE DELLE CANOCCHIE E DEI GHIOZZI NEL GOLFO DI TRIESTE

INNOVATIVE METHODS OF ANALYSIS OF THE TRAP FISHERIES FOR SQUILLA MANTIS *AND* GOBIUS NIGER

Abstract

An innovative method for the analysis of the trap fisheries of Squilla mantis *(Crustacea, Stomatopoda) and* Gobius niger *(Teleostei,Gobiidae) is suggested. The productivity was estimated by using three fishing indices. A database was created to store the information on the productivity of the Gulf of Trieste and a GIS was developed to differentiate this information with respect to different fishing areas.*

Key-words: Squilla mantis, Gobius niger, *Gulf of Trieste, trap fishing.*

Introduzione

L'obiettivo del presente lavoro è di proporre un metodo innovativo di analisi della pesca delle canocchie (*Squilla mantis* L., 1758) e dei ghiozzi (*Gobius niger* L., 1758) nel Golfo di Trieste con il sistema delle nasse, che possa fornire agli operatori del settore elementi conoscitivi su cui basare i provvedimenti di gestione ed eventuale limitazione delle catture nelle diverse aree.

Le imbarcazioni che praticano la pesca con le nasse appartengono alla categoria comunemente indicata con il nome di "piccola pesca costiera" ed utilizzano come attrezzo da pesca il cosiddetto "scotto", una cima madre lungo cui, a distanze fisse, sono disposte le nasse. All'inizio ed alla fine della cima madre sono fissati dei pesi, che servono a mantenere fisso sul fondo l'attrezzo da pesca, e delle boe di segnalazione, che facilitano l'avvistamento in mare ed il successivo recupero dello scotto. Le nasse sono trappole di forma semi-ellissoidale costruite in rete metallica plastificata con maglia quadrata di 10 mm di lato e dotate di una "bocca" a tronco di cono che, restringendosi, permette l'entrata della canocchia ma ne impedisce l'uscita. All'interno delle nasse viene depositata l'esca, che di solito è costituita dalla sardina ma possono venir utilizzati anche diversi scarti della pesca. La canocchia è la specie target per questo tipo di pesca, mentre il ghiozzo è considerato cattura accessoria.

Materiali e metodi

Per ognuna delle due specie è stata effettuata un'analisi della produttività delle diverse zone del Golfo di Trieste basata sull'utilizzo di tre indici di produttività: 1) "g/nassa", ossia la media, calcolata su base mensile, di grammi di canocchie o ghiozzi pescati da una nassa; 2) kg/pescatore×giorno, ossia la media, calcolata su base mensile, dei chilogrammi di canocchie e di ghiozzi pescati da ciascun pescatore in una giornata lavorativa, assumendo che ciascun pescatore peschi con 400

nasse; 3) kg di produzione teorica/km^2, che si ottengono prendendo in considerazione la media di grammi di canocchie o ghiozzi pescati da una nassa, calcolata per tutto il periodo di indagine, e rapportandola a 1 km^2 di superficie, assumendo che ogni nassa eserciti la propria capacità di attrazione su una superficie di 20 m^2 (Bussani, 1979).

Le analisi sono state condotte sulla base delle catture effettuate durante 80 uscite sperimentali realizzate a bordo di imbarcazioni professionali tra giugno del 2004 - agosto 2005 nella parte del Golfo ad est della congiungente Punta Sdobba - Isola.

Il metodo di indagine predisposto si basa sull'utilizzo di un sistema informativo costituito da un database in cui sono stati archiviati i dati delle catture, opportunamente georiferiti mediante rilevamento della posizione GPS delle singole pescate. In questo modo, tramite l'utilizzo di un GIS (Sistema Informativo Geografico), è stato possibile creare un collegamento tra il database e la cartografia digitale. Ciò ha reso possibile la differenziazione dei risultati ottenuti dalla consultazione del database in relazione ai fattori geografici che si ritiene possano influenzare la cattura delle specie (sedimento e batimetria).

Poiché le tecnologie GIS raramente hanno trovato applicazione al settore marino, è stato necessario predisporre *ad hoc* la base cartografica da utilizzare per il progetto. Sono state utilizzate le seguenti cartografie di riferimento: la CRN (Carta Regionale Numerica) della Regione FVG 1:25.000; la carta sedimentologica dell'Adriatico Settentrionale (Brambati *et al.*, 1988); la carta nautica N. 49 del Golfo di Trieste.

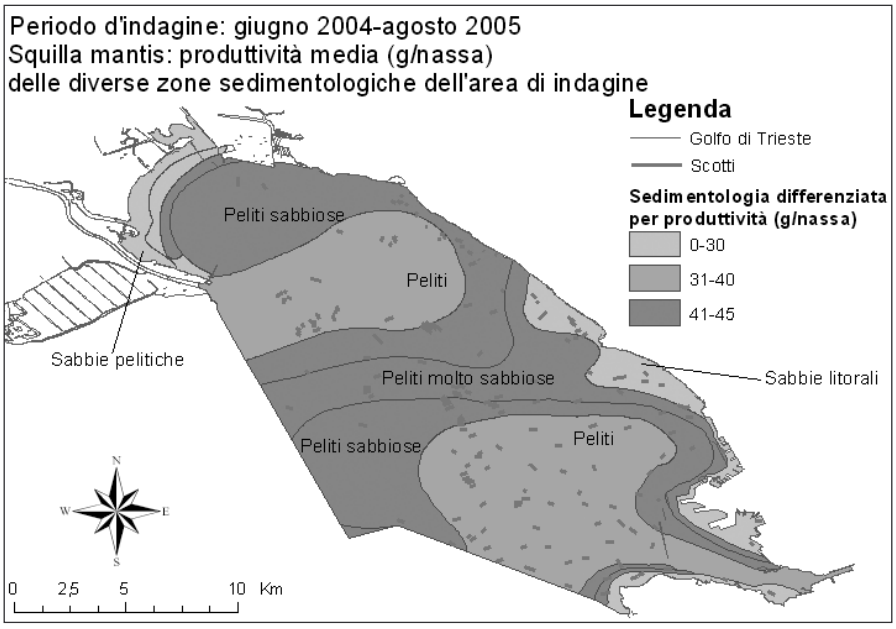


Fig. 1 - *Squilla mantis*. Produttività media (g/nassa) nelle diverse zone sedimentologiche dell'area di indagine.

Squilla mantis. *Mean productivity (g/trap) in the different sedimentologic zones of the studied area.*

Risultati

Per quanto riguarda le canocchie, la media di g/nassa calcolata considerando tutto il periodo di indagine e tutta l'area di studio è 39,7. Da tale dato si deduce una media di circa 16 kg/pescatore×giorno. Ne deriva un valore medio di produzione teorica di circa 1986 kg di canocchie per km^2.

Per quanto riguarda i ghiozzi, la media di g/nassa calcolata considerando tutto il periodo di indagine e tutta l'area di studio è di 12,3. Da tale dato si deduce una media di circa 5 kg/pescatore×giorno. Ne deriva un valore medio di produzione teorica di circa 614 kg per km^2.

Grazie all'utilizzo del GIS appositamente predisposto, tutti i risultati relativi alla produttività sono stati successivamente differenziati in base al tipo di sedimento su cui sono state effettuate le catture e in base alla batimetria.

Per quanto riguarda *Squilla mantis*, le Figg. 1 e 2 presentano la produttività media, espressa in g/nassa, rilevata nelle diverse zone sedimentologiche e batimetriche dell'area di indagine. Colori più intensi indicano zone in cui la produttività è stata maggiore. La Fig. 1 indica che le zone sedimentologiche con il maggior indice di produttività risultano essere le peliti sabbiose e le peliti molto sabbiose, mentre la Fig. 2 indica che la batimetrica più produttiva è stata quella compresa tra 5 e 10 metri.

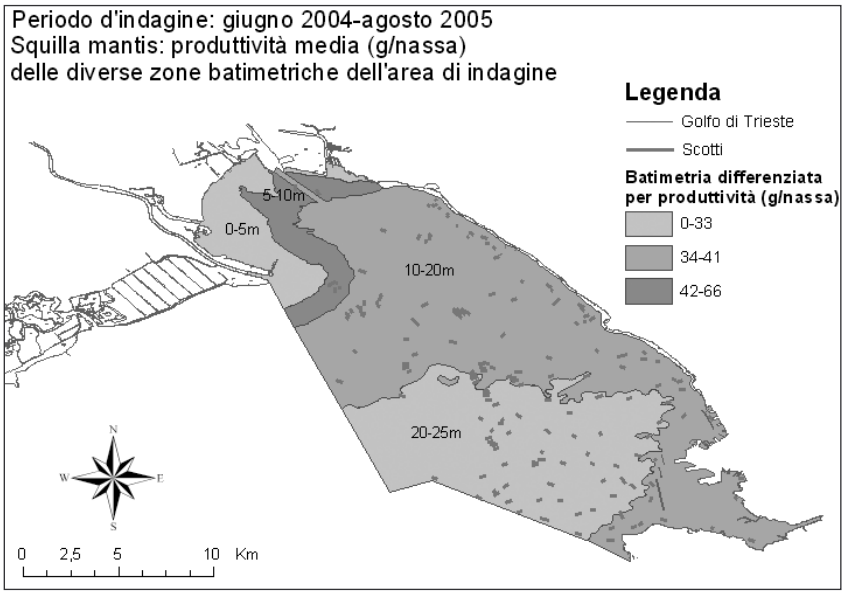


Fig. 2 - *Squilla mantis*. Produttività media (g/nassa) nelle diverse zone batimetriche dell'area di indagine.

Squilla mantis. *Mean productivity (g/trap) in the different bathymetric zones of the studied area.*

Per quanto riguarda *Gobius niger*, le Figg. 3 e 4 presentano la produttività media, espressa in g/nassa, rilevata nelle diverse zone sedimentologiche e batimetriche dell'area di indagine. Anche qui colori più intensi indicano zone in cui la produttività è stata maggiore. La Fig. 3 indica che le zone sedimentologiche più produttive sono state le peliti sabbiose, mentre dalla Fig. 4 si evidenzia chiaramente come all'aumentare della profondità aumenti anche il valore dell'indice di produttività.

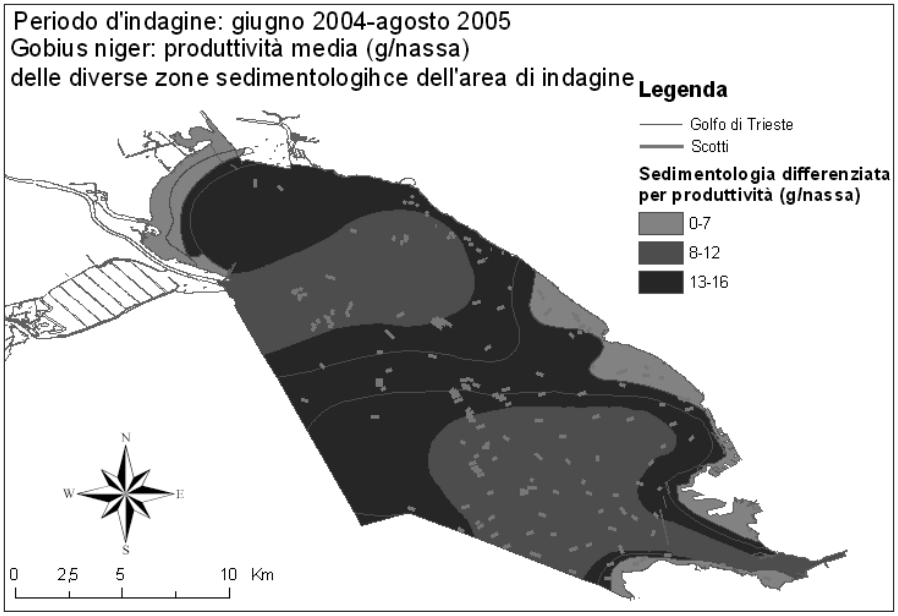


Fig. 3 - *Gobius niger*. Produttività media (g/nassa) nelle diverse zone sedimentologiche dell'area di indagine.

Gobius niger. *Mean productivity (g/trap) in the different sedimentologic zones of the studied area.*

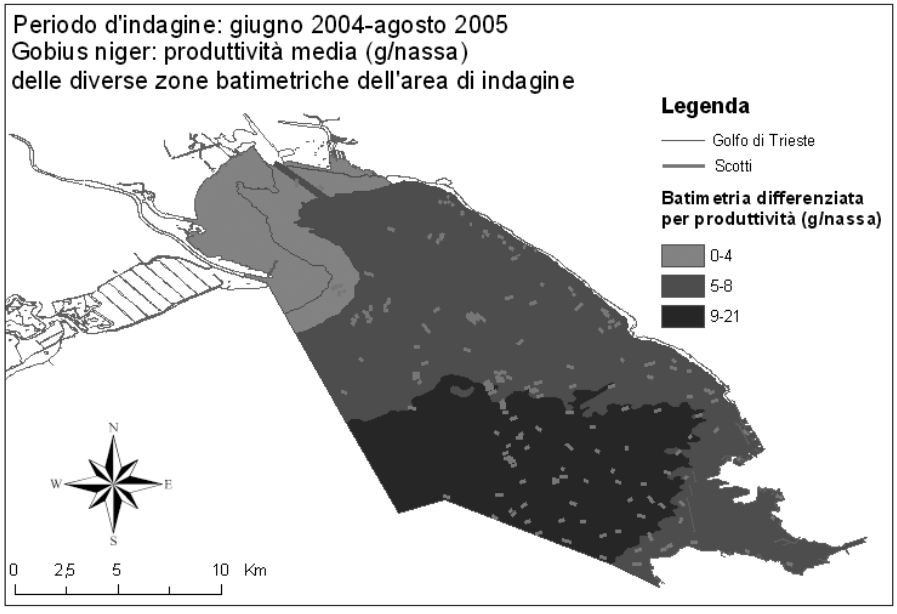


Fig. 4 - *Gobius niger*. Produttività media (g/nassa) nelle diverse zone batimetriche dell'area di indagine.

Gobius niger. *Mean productivity (g/trap) in the different bathymetric zones of the studied area.*

Conclusioni

La presente analisi si basa sui dati di produttività raccolti durante il corso di uscite di pesca professionale. La maggior parte delle informazioni, quindi, sono relative a periodi in cui la pesca è più praticata e alle zone del Golfo maggiormente frequentate dai pescatori. Per tanto i risultati tratti rappresentano per così dire una "fotografia" della situazione rilevata durante il periodo di indagine. Solo la prosecuzione dello studio in più anni e l'effettuazione di un numero maggiore di uscite, distribuite su tutte le zone del Golfo e in tutti i periodi dell'anno, potrà fornire indicazioni più attendibili in merito alla reale produttività delle diverse zone. Inoltre in futuro, se sarà disponibile una cartografia di base più dettagliata di quella fin'ora utilizzata relativamente alla sedimentologia e alla batimetria delle aree d'indagine, sarà possibile differenziare più finemente le osservazioni e giungere ad una valutazione della produttività di canocchie e di ghiozzi sempre più accurata.

Protraendo inoltre lo studio in anni successivi e analizzando anche i dati biometrici di campioni di individui raccolti durante le uscite sperimentali (taglia media, sex ratio ecc.) sarà possibile rilevare eventuali variazioni nella struttura delle popolazioni che occupano le diverse zone. I dati sulla produzione, insieme a quelli sulla struttura di popolazione, forniranno informazioni sullo stato degli stock presenti all'interno delle varie zone e sarà possibile confrontarle con quelle pregresse, al fine di monitorare gli stock ed evidenziare eventuali variazioni che possano giustificare l'impiego di provvedimenti di limitazione o regolamentazione dei prelievi a carico delle specie bersaglio in determinate zone.

Il sistema di analisi proposto risulta implementabile ed estendibile ad altri oggetti di studio e costituisce un valido strumento di supporto ai processi decisionali in merito alla gestione ecosostenibile delle risorse alieutiche.

Bibliografia

BRAMBATI A., CIABATTI M., FANZUTTI G.P., MARABINI F., MAROCCO R. (1988) – Carta sedimentologica dell'Adriatico settentrionale. Ist. Geog. De Agostini, Officine grafiche, Novara.

BUSSANI M. (1979) - Produzione di *Squilla mantis* (Fabr.) nel Golfo di Trieste. *Riv. Trieste economica*, Trieste CCIAA, **4**: 83-89.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 814-816

L. Botter, V. Nerlovic[1], G. Franceschini, F. Da Ponte[2], F. Pranovi[2], S. Raicevich

ICRAM, Istituto Centrale per la Ricerca Applicata al Mare, Loc. Brondolo – 30015 Chioggia (VE), Italia.
l.botter@icram.org
[1]R. Boskovic - CMR, Croatia.
[2]Dip. Sc. Amb., Univ. di Venezia, Italia.

VALUTAZIONE COMPARATIVA DELLO SCARTO DAGLI ATTREZZI DA PESCA IN ADRIATICO SETTENTRIONALE

ASSESSMENT OF DISCARDS FROM MULTI-GEAR FISHERIES IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA

Abstract

This study was focussed on the assessment of discard composition in different fishing activities carried out in the Northern Adriatic Sea, namely otter trawl, rapido trawl, midwater pelagic trawl and hydraulic dredge. Discard ratio and composition varied among the considered fishing gears according to their type and to the location of fishing activities. Over the long-term, the high discarding rates recorded in this study could lead to chronic disturbance of the benthic communities.

Key-words*: Adriatic Sea, by catch, benthos, fishing gear, fishery management.*

Introduzione

L'Adriatico settentrionale rappresenta uno dei bacini italiani maggiormente sfruttati dall'attività di pesca, in particolare da attrezzi a strascico. In tale contesto una frazione importante degli organismi catturati, non avendo valore commerciale (scarto), viene rigettata in mare alla fine dell'attività di pesca. Durante questo processo gli individui, poi scartati, possono subire danneggiamento fisico e/o shock fisiologico dovuto all'esposizione all'aria, alla variazione della temperatura e della pressione. Ciò può determinare elevate mortalità in particolare a danno degli individui maggiormente vulnerabili, le cui conseguenze su vasta scala possono essere valutate solo mediante una conoscenza precisa della composizione dello scarto. È stato quindi comparato, qualitativamente e quantitativamente, lo scarto prodotto dalle diverse attività di pesca in Nord Adriatico.

Materiali e metodi

La raccolta dei campioni è stata effettuata su base mensile a bordo di pescherecci afferenti alle marinerie di Chioggia e Novigrad (Cittanova; Croazia) nel periodo compreso tra giugno 2004 e febbraio 2005, per un totale di oltre 50 imbarchi e 117 cale monitorate. Sono state considerate le attività di pesca con il rapido, la rete a strascico tartana (detta anche coccia), la volante e la draga idraulica. Per ogni cala campionata sono stati acquisiti i dati relativi alla posizione, durata e profondità, valutata la cattura commerciale e la cattura totale. I campioni di scarto (circa 50 l di volume per cala) sono stati raccolti dopo la fase di *sorting* e conservati in freezer (–20 °C). Il campione è stato analizzato in laboratorio valutandone la composizione specifica in termini di abbondanza e biomassa. Inoltre è stato misurato il peso totale delle altre frazioni presenti (es. rocce, ecc.).

I dati ottenuti sono stati standardizzati per unità di sforzo di pesca (per metro di larghezza dell'attrezzo ed ora di pesca) ed analizzati mediante analisi multivariata (MDS e SIMPER).

Risultati

Nell'insieme dei campioni di scarto analizzati sono stati identificati un totale di 392 *taxa* appartenenti a 9 *phyla* diversi. I valori di biomassa per unità di sforzo

Tab. 1 - Numero di specie, frazione inorganica e discard ratio (media ± deviazione standard) in relazione alla tipologia di attrezzo ed alla zona di pesca.
Number of species, inorganic fraction and discard ratio (mean ± standard deviation) according to fishing gear and exploited area.

	Numero specie (n *taxa* h^{-1} m^{-1})	Frazione inorganica (g h^{-1} m^{-1})	Discard ratio (scarto/ commerciale)
	media ± dev.st	media ± dev.st	media ± dev.st
Rs (I)	41.8 ± 12.9	3716.37 ± 2826.77	5.61 ± 9.20
Rc (I)	50.0 ± 5.2	11221.00 ± 6101.02	1.13 ± 0.80
Rc/s (Cr)	35.5 ± 7.6	60478.39 ± 47965.75	86.51 ± 53.79
C (I)	55.2 ± 8.7	1578.00 ± 2662.39	4.19 ± 7.38
C (Cr)	37.3 ± 9.0	451.60 ± 941.00	21.38 ± 25.84
DI (I)	11.9 ± 4.0	262810.83 ± 103142.14	7.54 ± 7.04
V (I)	3.9 ± 0.9	0.00	0.38 ± 0.65

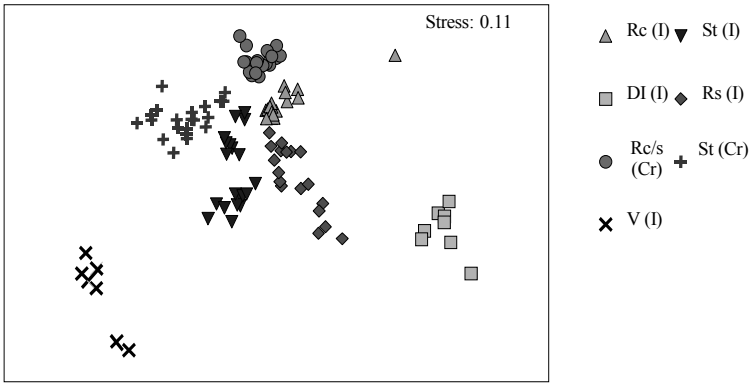


Fig. 1 - Riordinamento mediante Multi dimensional scaling (MDS) dei dati dell'abbondanza dello scarto per tipologia di attrezzo e area di pesca. Rc: rapido a canestrelli; Rs: rapido a sogliole; Rc/s: rapido cappesante/sogliole; St: strascico (tartana); DI: draga idraulica; V: volante; (I): Italia; (Cr): Croazia.
MDS reordering of discard data (abundance) according to fishing gear and exploited area. Rc: rapido trawl (target: queen scallop); Rs: rapido trawl (target: common sole); Rc/s: rapido trawl (target: scallop/common sole); St: otter trawl; DI: hydraulic dredge; V: midwater pelagic trawl; (I): Italia; (Cr): Croazia.

di pesca evidenziano che lo scarto prodotto dalla draga idraulica e dal rapido per la pesca di cappesante e sogliole si discosta in modo netto dagli altri attrezzi, mostrando valori particolarmente elevati. In termini di frazione inorganica, invece, la draga idraulica presenta i valori maggiori. Il rapporto tra biomassa dello scarto e della cattura commerciale assume valori estremamente elevati per gli attrezzi utilizzati nelle acque territoriali croate mentre ha valore minimo per la volante (Tab. 1). Il riordinamento dei dati di abbondanza dello scarto mediante Multi dimensional scaling (MDS, Fig. 1) e l'analisi condotta con SIMPER confermano la diversità dei campioni relativi a draga idraulica e volante rispetto agli altri attrezzi a strascico per i quali si riscontrano differenze minori. Rispetto alle catture commerciali nell'insieme dei campioni sono state identificate 67 diverse specie e si evidenzia una netta differenziazione tra volante e draga idraulica e gli altri attrezzi considerati.

Conclusioni

I risultati ottenuti mostrano nel loro complesso la notevole variabilità dello scarto sia in termini quantitativi che qualitativi. Esso risulta essere sia "attrezzo-specifico" che "sito-specifico", legato cioè alle caratteristiche degli attrezzi, degli habitat e delle risorse sfruttate (Kelleher, 2005). Ciò giustifica le nette differenze osservate tra il complesso degli attrezzi a strascico e draga idraulica e volante. L'elevato valore del *discard ratio* osservato nel caso della pesca delle cappasante (*Pecten jacobaeus*) e delle sogliole (*Solea vulgaris*) può essere ascritto sia alle biocenosi più ricche di mega-epifauna presenti nelle acque territoriali croate che al diverso comportamento dei pescatori croati che non trattengono i canestrelli (*Aequipecten opercularis*) catturati (specie dominante nella comunità bentonica). L'insieme dei dati raccolti, in accordo con altri studi condotti in Nord Adriatico (Pranovi *et al.*, 2001, 2005), indica che l'elevata "produzione" di scarto nel bacino studiato può determinare nel tempo effetti di tipo cronico sulle comunità disturbate, in particolare quella bentonica.

Bibliografia

KELLEHER K. (2005) - Discards in the world's marine fisheries. *FAO Fish. Tec. Pap.*, **470**.

PRANOVI F., RAICEVICH S., FRANCESCHINI G., TORRICELLI P., GIOVANARDI O. (2001) - Discard analysis and damage to non-target species in the 'Rapido' trawl fishery. *Mar. Biol.*, **139**: 863-875.

PRANOVI F., RAICEVICH S., LIBRALATO S., DA PONTE F., GIOVANARDI O. (2005) - Trawl fishing disturbance and medium-term macroinfaunal recolonization dynamics: a functional approach to the comparison between sandy and muddy habitats in the Adriatic Sea (Northern Mediterranean Sea). *Proc. Am. Fish. Soc.,* **41**.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 817-820

S. Cabiddu, A. Mulas, M. Murenu, P. Pesci, A. Sabatini, M.C. Follesa

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 – 09126 Cagliari, Italia.
cabiddus@unica.it

PRIME CATTURE DOCUMENTATE DI *SPARISOMA CRETENSE* (LINNAEUS, 1758) (OSTEICHTHYES, SCARIDAE) NELLA SARDEGNA ORIENTALE

DOCUMENTED FIRST CAPTURE OF SPARISOMA CRETENSE *(LINNAEUS, 1758) (OSTEICHTHYES, SCARIDAE) IN THE EASTERN SARDINIAN SEA*

Abstract

The capture of two specimens of Sparisoma cretense *(Linnaeus, 1758) (Osteichthyes, Scaridae), along the eastern coast of Sardinia in summer 2004 is reported. An adult male (LT=249 mm) and a female (LT=230 mm) were caught by a commercial fishing boat using a trammel bottom nets at 33 m depth. Water warming could be involved in the northerly extension of the biogeographical range of this species.*

Key-words: Sparisoma cretense*, Scaridae, biometrics, meristic counts, new records, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Il pesce pappagallo, *Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758), unico rappresentante mediterraneo del genere, è presente in Atlantico dal Portogallo fino al Senegal (comune nelle Azzorre, Madeira, Isole Selvagge, Canarie e Capo Verde) e nel Mediterraneo meridionale e orientale (Ninni, 1924; Gonzales, 1993). Nel bacino occidentale del Mediterraneo la specie appare rara, segnalata occasionalmente nelle coste francesi e spagnole (Nizza, Marsiglia e Valenzia: Lozano Rey, 1952; Isole Baleari: Riera *et al*., 1993) e catturata periodicamente nell'Adriatico Orientale (Pallaoro e Dulcic, 2004). In Italia è presente nei mari meridionali (Tortonese, 1975; Vacchi *et al*., 1999), raro in Adriatico (Guidetti e Boero, 2001, 2002), è stato osservato nell'Arcipelago Toscano (Bianchi e Morri, 1994). Nella costa sud-orientale della Sardegna (Capo Carbonara) sono stati osservati, per la prima volta, individui adulti della specie durante rilevamenti subacquei in autunno e primavera del biennio 2002-2003 (Murenu *et al*., 2005).

In questa nota si riportano i primi dati di cattura di *S. cretense* in acque sarde.

Materiali e metodi

Nell'agosto del 2004, l'equipaggio del peschereccio "Sbriglio", della Cooperativa Stella Maris, ha catturato, con rete tramaglio, due esemplari di *S. cretense* ad un miglio dalla costa di Barisardo (Sardegna Orientale) alla profondità di 33 metri. Sono state rilevate alcune tra le principali misure biometriche e meristiche, il sesso e lo stadio di maturazione delle gonadi secondo la scala macroscopica a otto stadi di Holden e Raitt (1974).

Risultati e conclusioni

I due esemplari catturati, un maschio e una femmina, hanno misurato rispettivamente 249 e 230 mm di Lunghezza Totale (LT) e pesato 246,7 e 205,9 g.

I principali caratteri biometrici e meristici degli esemplari sardi, di quelli catturati nelle Isole Canarie (Gonzales *et al*., 1994), dell'esemplare catturato a Cadice (Otero e Galeote, 1996) e di quello dell'Adriatico Orientale (Dulcic e Pallaoro, 2000) sono riportati in Tab. 1.

Tab. 1 - Caratteri biometrici e meristici dei due esemplari di *Sparisoma cretense* della Sardegna orientale, degli esemplari delle Isole Canarie (Gonzales *et al*., 1996), dell'esemplare catturato a Cadice (Otero e Galeote, 1996) e di quello catturato in Croazia (Dulcic e Pallaoro, 2000).

Meristic and biometric characters of Sparisoma cretense *from the eastern coast of Sardinia, from Canary Islands by Gonzales* et al. *(1994), from Cadix by Otero and Galeote (1996) and from eastern Adriatic by Dulcic and Pallaoro (2000).*

	Sardegna presente lavoro				**Canarie** Gonzales, 1994	**Cadige** Otero e Galeote, 1996		**Croazia** Dulcic e Palloro, 2000	
	♂		♀		Intervallo di variazione % LS	♂		♂	
Caratteri biometrici	mm	% LS	mm	% LS		mm	% LS	mm	% LS
Lunghezza totale	249		230			466		253,3	
Lunghezza standard	215		197			405		221,6	
Lunghezza anale	122	56,7	107,8	54,7	57,69-64,29	233	57,53	128,2	57,9
Lunghezza del capo	63,7	29,6	57,7	29,3	24,17-30,71	111,4	27,51	57,1	25,8
Lunghezza predorsale	60	27,9	51	25,9	22,50-29,70	109,6	27,6	61,8	27,9
Lunghezza preorbitaria	21,8	10,1	17,3	8,8	5,56-11,24	46,4	11,45	20,3	9,2
Diametro oculare	13,9	6,5	13,1	6,6	4,48-7,14	19,6	4,84	10,2	4,6
Lunghezza prepettorale	57,8	26,9	51,8	26,3	22,50-28,47	104,7	25,85	55,6	25,1
Lunghezza preventrale	60	27,9	56,5	28,7	23,33-29,86	112,3	27,73	63,5	28,7
Altezza massima	69	32,1	65,5	33,2	27,81-42,13	135	33,33	67,7	30,6
Altezza minima	25,5	11,9	23,1	11,7	6,84-12,92	47,7	11,77	26,8	12,1
Caratteri meristici									
Raggi dorsale	IX + 10		IX + 10		VIII-IX + 9 -11	IX + 10		IX + 9	
Raggi anale	III + 9		III + 9		II - III + 8 -9	II + 9		III + 9	
Raggi pettorale	12		12		12 - 13	13		12	
Raggi ventrale	I - 5		I - 5		I - 5			I - 5	
Raggi caudale	16		16		16	16		20	
Squame linea laterale	18 + 7		19 + 7		18 - 19 + 5 - 7	18 + 7		23	
Squame linea trasversale	1,5 + 1 + 6		1,5 + 1 + 6		1,5 + 1 + 5 - 6	1,5 + 1 + 6			
Squame linea mediana predorsale	5		5		5	5			

Tutti i valori dei caratteri misurati rientrano nell'intervallo di variazione degli esemplari delle Canarie ad eccezione della Lunghezza anale che si avvicina maggiormente al valore rilevato sull'esemplare catturato a Cadice.

Entrambi gli esemplari sono risultati sessualmente maturi con uova traslucide e spermi fluenti (6° stadio), in accordo con la stagione riproduttiva individuata per il Mar Egeo nel periodo estivo-autunnale (Cipria, 1939).

La colorazione del maschio appare simile a quella descritta da Gonzales (1994) per i maschi adulti delle Canarie ed al modello di colorazione "G" di De Girolamo (1999): grigio-bruno, più chiaro nella regione ventrale, con una macchia nera alla base della pinna pettorale. Le estremità delle pinne sono rosse come osservato da Otero e Galeote (1996) per l'esemplare catturato a Cadice.

La femmina mostra il modello dominante tricolore rosso-grigio-giallo osservato da Gonzales (1994) per le femmine adulte, corrispondente al modello di colorazione "R" di De Girolamo (1999): rosso con una grande macchia bruna che si estende per ¾ dell'altezza dalla IV spina dorsale sino all'inizio dell'orbita oculare, dove una stretta banda gialla si prolunga centralmente; una seconda macchia gialla è presente nella parte dorsale del peduncolo caudale e sugli ultimi 4 raggi della pinna dorsale.

La cattura nella Sardegna orientale di *S. cretense*, specie termofila del Mediterraneo meridionale, può essere associato al fenomeno di meridionalizzazione della fauna marina che si sta osservando negli ultimi decenni (Andaloro e Rinaldi, 1998).

L'aumento della temperatura media dell'acqua nel Mediterraneo è considerata la causa più probabile dell'ampliamento verso nord dell'areale di distribuzione di alcune specie comuni nel Mediterraneo meridionale e orientale (Bianchi e Morri, 1994; Francour *et al*., 1994).

Bibliografia

ANDALORO F., RINALDI A. (1998) – Fish biodiversity change in Mediterranean Sea as tropicalisation phenomenon indicator. In: Enne G., D'Angelo M., Zanolla C. (eds), *Indicators for Assessing Desertification in the Mediterranean*, A.N.P.A. e Osservatorio Nazionale sulla Desertificazione: 201-207.

BIANCHI C.N., MORRI C. (1994) – Southern Species in the Ligurian Sea (Northern Mediterranean): new records and a review. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **58-59**: 181-197.

CIPRIA G. (1939) – Uova, sviluppo embrionale e post-embrionale di *Scarus cretensis* C. V. ottenute per fecondazione artificiale. *Mem. Com. Talassogr. Ital*., **261**: 5.

DE GIROLAMO M., SCAGGIANTE M., RASOTTO M.B. (1999) – Social Organization and sexual pattern in the Mediterranean parrotfish *Sparisoma cretense* (Teleostei: Scaridae). *Mar. Biol*., **135**: 353-360.

DULCIC J., PALLAORO A. (2001) – Some new data on *Hyrichthys novacula* (Linnaeus, 1758) and *Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758) from the Eastern Adriatic. *Annales, Ser. hist. nat*., **11**: 35-40.

FRANCOUR P., BOUDOURESQUE C.F., HARMELIN J.G., HARMELIN-VIVIEN M.L., QUIGNARD J.P. (1994) – Are the Mediterranean Waters becoming Warmer? Information from Biological Indicators. *Mar. Poll. Bull.*, **28** (9): 523-526.

GONZALES J.A. (1993) - *Sparisoma (Euscarus) cretense* (L.) (Pisces, Scaridae): Zoogeografia y ciclo reproductor en las Isla Canarias. *Courier Forsch. Inst. Senckenberg*, **159**: 429-435.

GONZALES J.A., BRITO A., LOZANO I.J. (1994) – Parametros biometricos y coloracion de *Sparisoma (Euscarus) cretense* (L.) en Canarias (Osteichthyes, Scaridae). *Vieraea*, **23**: 165-181.

GUIDETTI P., BOERO F. (2001) – Occurrence of the Mediterranean parrotfish *Sparisoma cretense* (Perciformes, Scaridae) in the south-eastern Apulia (south-east Italy). *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **81**: 717-719.

GUIDETTI P., BOERO F. (2002) – Spatio-temporal variabilità in abundance of the parrotfish, *Sparisoma cretense*, in SE Abulia (SE Italy, Mediterranean Sea). *Ital. J. Zool.*, **69**: 229-232.

HOLDEN M.J., RAITT D.F.S. (1974) – *Manual of fisheries science. Part 2, Methods of resource investigation and their application*. F.A.O. Fisheries Technical Paper 115. Rev. ID, Rome Italy: 214 pp.

LOZANO REY L. (1952) – *Peces fisoclistos. Subserie toracicos. Segunda parte, ordenes Labriformes y Escombriformes.* Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Madrid: 613 pp.

MURENU M., PAIS A., MURA F., ADDIS P., OLITA A., FERRARI A., ORTU A. (2005) – La biodiversità dell'ittiofauna costiera di substrato roccioso in due aree marine protette della Sardegna Orientale. *Biol. Mar. Medit.*, **12** (1): 140-145.

NINNI E. (1924) – Sulla presenza dello Scarus cretensis (Ald) nell'Adriatico. *Boll. Ist. Zool. Univ. Roma*, **2**: 3-6.

OTERO J.G., GALEOTE M.D. (1996) – Presence de *Sparisoma cretense* (L.) (Perciformes, Scaridae) a Cadix (Sud-Ouest de la Peninsule Iberique). *Cybium*, **20** (4): 405-408.

PALLORO A., DULCIC J. (2004) – Some Biological information of the Parrotfish *Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758) from the Eastern Adriatic. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, **37**.

RIERA F., POU S., GRAU A.M. (1993) – La ictiofauna. In: Alover J.A, Ballesteros E., Fornos J. (eds), *Historia Natural de L'Arxipelag de Cabrera*. CSIC-Edit. Moll., Mon. Soc. Hist. Nat. Baleares, **2**: 623-644.

TORTONESE E. (1975) - *Osteichthyes. Fauna d'Italia XI*. Ed. Calderini, Bologna: 636 pp.

VACCHI M., BOYER M., BUSSOTTI S., GUIDETTI O., LA MESA G. (1999) – Some interesting species in the coastal fish fauna of Ustica Island (Mediterranean Sea). *Cybium*, **23** (4): 323-331.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 821-823

G. Cambié, A. Chilari, G. Petrakis, G. Socal*

Hellenic Centre for Marine Research, Agios Kosmas - 16610 Hellinikon, Greece.
*ISMAR-CNR, Riva Sette Martiri, Castello, 1364/a – 30122 Venezia, Italia.
giorgio.socal@ismar.cnr.it

DATI PRELIMINARI SU CAMPIONI DI RETI TREMAGLIO NEL MAR IONIO

PRELIMINARY DATA ABOUT THE SAMPLINGS WITH THE TRAMMEL NETS IN IONIAN SEA

Abstract

Samplings with trammel nets took place in Ionian Sea using four different mesh size: 44 mm, 56 mm, 72 mm and 80 mm. Scorpaena porcus *and* Pagellus erythrinus *were the most frequently species found in the nets. From 44 mm to 80 mm the number of the species and the individual's number diminished.*

Key-words: *trammel net, catch composition, Ionian Sea.*

Introduzione

In Grecia la pesca costiera rappresenta, in accordo con il Servizio Statistico Nazionale (1999), il 90% della flotta in termini di numero di barche. Il 54% delle catture viene dalla pesca artigianale al cui interno il tremaglio rappresenta la metodologia più diffusa (Anonymous, 2004). Lo scopo del presente lavoro è stato quello di studiare, per il maggior numero possibile di specie, la selettività di tremagli con 4 differenti dimensioni di maglia: 44, 56, 72 e 80 mm, analizzando la composizione del pescato, la diversità dei campioni e la pratica di scarto.

Materiali e metodi

Il campionamento ha avuto luogo dal 20 giugno al 31 luglio 2004 nel Mar Ionio, presso la località di Killini, nella parte ovest del Peloponneso (Fig. 1). Sono state utilizzate due barche per la pesca professionale. In totale sono state campionate 76 stazioni, con una precisa indicazione della profondità di cala per 66 di queste (Fig. 2). La durata di ciascuna cala è rimasta compresa tra le 12 e le 22 ore (97% delle stazioni). In alcuni casi, le cattive condizioni metereologiche hanno costretto i pescatori a lasciare le reti in mare per circa 45 ore. La profondità di cala è rimasta compresa tra 11 e 132 m: per ciascun intervallo di profondità, le quattro differenti tipologie di rete sono state calate negli stessi tipi di fondale e, nella maggior parte dei casi, negli stessi punti (coordinate GPS). Per studiare la selettività delle 4 dimensioni di maglia per il maggior numero possibile di specie, abbiamo campionato inizialmente in acque poco profonde: una volta ottenuto, per ciascuna specie, un numero sufficiente di campioni per ogni dimensione di maglia, abbiamo posizionato le reti in acque progressivamente più profonde.

Abbiamo infine calcolato gli indici di diversità di Margalef, Shannon e uguaglianza, in accordo con Magurran (1988), per le diverse dimensioni di maglia (Tab. 1).

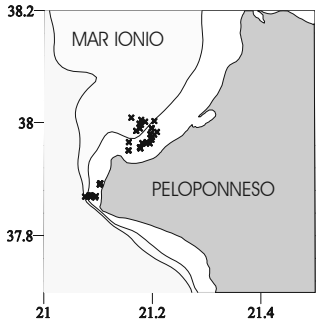


Fig. 1 - Mappa dell'area di Campionamento.
Map of the sampled area.

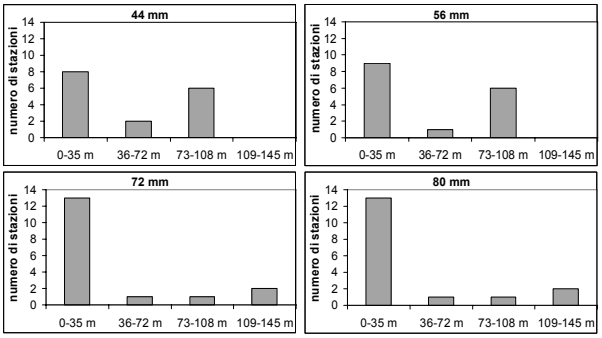


Fig. 2 - Profondità delle stazioni di campionamento in relazione alle dimensioni di maglia.
Sampling frequency (n. stations) by mesh size and depth range.

Risultati

La composizione specifica delle catture in riferimento sia al numero totale degli individui (Fig. 3) che al loro peso totale differisce a seconda della maglia utilizzata.

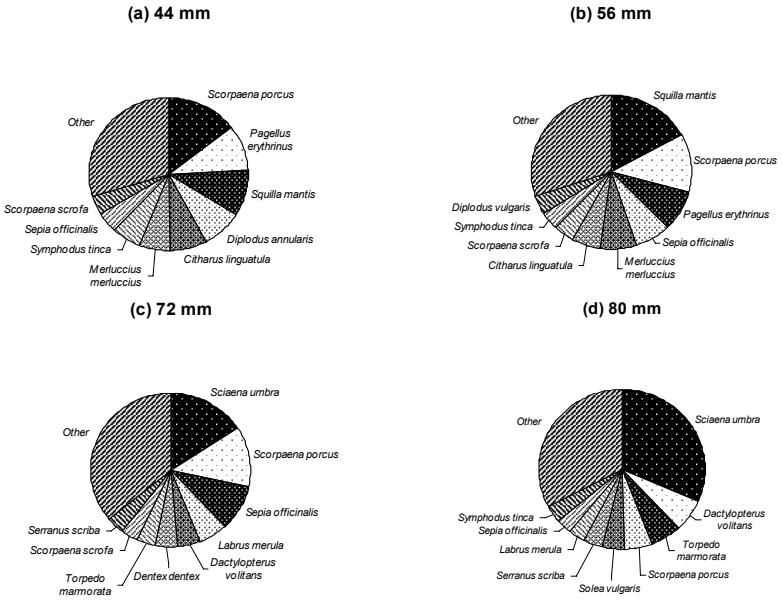


Fig. 3 - Composizione specifica delle catture in termini di numero totale di individui per dimensione di maglia.
Catch species composition in terms of number by mesh size.

Le specie numericamente più abbondanti sul totale delle catture sono, in ordine: *Scorpaena porcus*, *Pagellus erythrinus*, *Squilla mantis*, *Citharus linguatula*, *Merluccius merluccius*, *Sepia officinalis*, *Diplodus annularis* e *Sciaena umbra*.

Il 72% degli individui di *Citharus linguatula* proviene dalla 44 mm ove lo scarto è stato del 64%. In questo caso gli individui vengono scartati non solo in base alle condizioni di rinvenimento, ma anche alle loro dimensioni: solitamente al di sotto dei 140 mm (lunghezza totale) gli esemplari sono stati scartati e questo si ritrova maggiormente nella maglia 44 mm (Fig. 4). Per tutte le altre specie, invece, lo scarto è legato principalmente alla commerciabilità specifica e alle condizioni di rinvenimento (indipendenti dalla maglia).

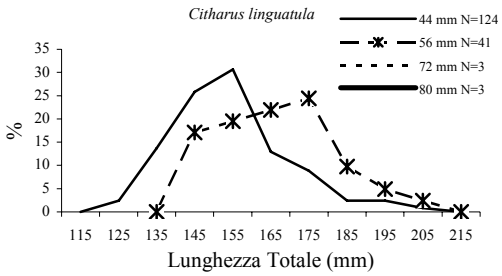


Fig. 4 - Distribuzione delle frequenze di lunghezza (in %) di *Citharus linguatula* per dimensione di maglia.
Length frequency distribution (in %) of Citharus linguatula *by mesh size.*

Togliendo dal totale delle specie catturate le percentuali di quelle non commerciabili e di quelle poco commerciabili, si ottiene un 76% di specie commerciabili nella 44 mm, 80% nella 56 e 82% nella 72 e nell'80 mm.

Gli indici di diversità, infine, sono indicati in Tab. 1:

Tab. 1 - Indici di biodiversità per le differenti dimensioni di maglia.
Diversity indices by mesh size.

Misura delle maglie	**44**	**56**	**72**	**80**
Numero delle specie	63	56	38	33
Numero degli individui	1683	711	232	161
Indice di diversità di Margalef (D')	8,35	8,38	6,79	6,30
Indice di diversità di Shannon (H')	3,04	3,07	3,07	2,83
Indice di uguaglianza (J')	0,73	0,76	0,84	0,81

Conclusioni

Nel passaggio dalla maglia 44 mm all'80 mm diminuiscono la diversità dei campioni ed il numero di individui catturati mentre aumentano le loro dimensioni. Aumenta anche l'indice di uguaglianza ed il numero di specie commerciabili.

Bibliografia

ANONYMOUS (2004) - European Union Mediterranean Fisheries and exploited resources. Report of the Subgroup on the Mediterranean Sea (SGMED) of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STEFC). Brussels, 11.6.2004. SEC (2004): 772.

MAGURRAN A.E. (1988) - *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton: 179 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 824-826

P. Carbonara, F. Perdichizzi*, P. Consoli*, R. Zupa

COISPA Tecnologia e Ricerca, Via dei Trulli, 18/20 - 70045 Bari-Torre a Mare, Italia.
carbonara@coispa.it
*Istituto Sperimentale Talassografico, Sezione di Messina, IAMC-CNR, Messina, Italia.

NOTA SUL RINVENIMENTO DI UN ESEMPLARE DI GROSSA TAGLIA DI *SOLEA VULGARIS* QUENSEL, 1806

NOTE ON A LARGE SPECIMEN OF SOLEA VULGARIS *QUENSEL, 1806*

Abstract

A female of common sole, Solea vulgaris *(Osteichthyes: Pleuronectiformes), of 45 cm total length, weighing 1150 g and with gonado-somatic index of 5.22, has been collected in November 2003 in the Gulf of Castellammare (Southern Tyrrhenian Sea) at depth of 80 m during a trawl survey. This individual was larger than any previously caught during 10 years of Medits trawl survey. The fish was nearly mature and was 14 years old according to thin-section otolith reading.*

Key-words: Solea vulgaris*, common sole, age, sexual maturity, Southern Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

La sogliola comune, *Solea vulgaris* Quensel 1806, specie diffusa in tutto il Mediterraneo ed in Atlantico dalla Norvegia al Senegal (Fisher *et al*., 1987), rappresenta un'importante risorsa per la pesca costiera italiana, soprattutto nell'Alto e Medio Adriatico (Vallisneri *et al*., 2000-01) e nei mari circostanti la Sardegna (Sartor *et al*., 2002).

In questa segnalazione sono riportate osservazioni sull'età e lo stadio di maturità di una femmina di notevoli dimensioni, catturata durante una campagna di pesca a strascico sperimentale GRUND (Relini, 2000), e informazioni sul range di taglia osservato durante le campagne di pesca a strascico sperimentali Medits (Bertrand *et al*., 2002) nel Tirreno Centro-Meridionale.

Materiali e metodi

Durante la campagna GRUND dell'autunno 2003, svolta nel mese di novembre nell'area geografica 10 (GSA 10; Fiume Garigliano-Capo San Vito; nel range batimetrico 10-800 m; su un'area di 20.255 km^2), secondo uno schema di campionamento random stratificato, è stato catturato un esemplare di grandi dimensioni di *S. vulgaris*, sul quale sono stati misurati: la lunghezza totale (cm), il peso totale (g) ed il peso delle gonadi (g). Una delle sagitte è stata inclusa in resina epossidica e tagliata antero-posteriormente, al fine di ottenere sezioni sottili (0,2-0,3 mm), successivamente esaminate al microscopio con luce trasmessa. Sono stati inoltre analizzati i dati relativi alle lunghezze degli individui catturati nelle campagne Medits, dal 1994 al 2004.

Risultati

L'esemplare, catturato nel Golfo di Castellammare alla profondità di circa 80 m,

misurava 45 cm di lunghezza totale e 1.150 g di peso totale. Le gonadi, di sesso femminile e del peso di 60 g, risultavano in avanzato stadio di sviluppo con un volume pari a circa 2/3 della cavità addominale ed oociti distinguibili ad occhio nudo, ma ancora opachi; l'indice gonado-somatico era pari a 5,22.

La sogliola, al contrario della maggior parte dei teleostei di acque temperate, depone anelli opachi durante i mesi autunno-invernali e ialini durante i mesi primaverili-estivi (Froglia e Giannetti, 1985). Tenuto conto del periodo riproduttivo invernale ed attribuendo un significato annuale all'alternarsi di anelli opachi e ialini, è stata stimata, per questo esemplare, un'età di 14 anni (Fig. 1).

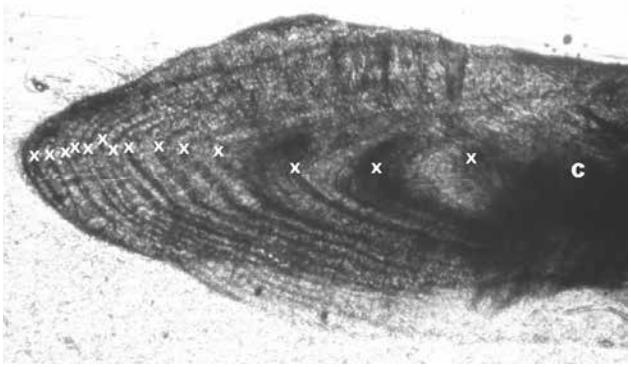


Fig. 1 - Lato posteriore della sezione della sagitta di *Solea vulgaris*. X = bande opache; C = nucleo.
Posterior side of the sagitta section of Solea vulgaris. *X = opaque bands; C = core.*

Nelle campagne Medits sono stati osservati, nel corso di 10 anni, valori di lunghezza totale compresi fra 17,0 e 42,5 cm (Fig. 2), riferiti a 21 individui in totale (80% femmine e 20% maschi).

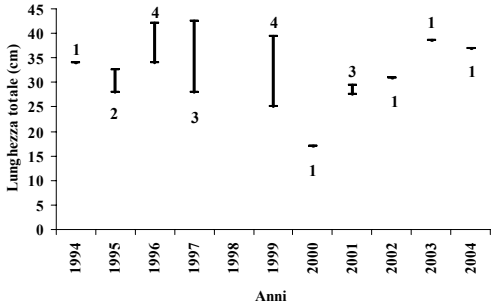


Fig. 2 - Intervallo di lunghezza totale e numero di esemplari di *Solea vulgaris* catturati durante le campagne Medits (anni 1994-2004).
Range of total length and number of specimens of Solea vulgaris *caught during the MEDITS trawl surveys (years 1994-2004).*

Conclusioni

Le lunghezze osservate durante i trawl survey Medits mostrano un ampio intervallo di taglie, nonostante l'esiguità della specie nell'area di studio (Sartor *et al.*, 2002). Alcuni Autori riportano, per il Mediterraneo Centro-Orientale (Vallisneri *et al.*, 2000; Sartor *et al.*, 2002; Türkmen, 2003), valori di lunghezza massima inferiori a 40 cm, mentre per le aree occidentali (Golfo del Leone, Spagna e Marocco) valori compresi tra 40 e 50 cm (Sartor *et al.*, 2002). Queste differenze potrebbero essere messe in relazione con le peculiarità delle diverse popolazioni di *Solea vulgaris* (Vallisneri *et al.*, 2003) e, in tale contesto, il ritrovamento di un esemplare di 14 anni può contribuire ad incrementare le conoscenze sulla longevità e sulla relazione fra lunghezza ed età della specie nel bacino Centro-Orientale. Le caratteristiche delle gonadi della femmina ritrovata concordano con un periodo riproduttivo invernale, come riportato per altre aree del Mediterraneo (Vallisneri *et al.*, 2000; Fisher *et al.,* 1987).

Bibliografia

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2002) – The general specifications of the Medits surveys. *Sci. Mar*., **66** (Suppl. 2): 9-17.

FISHER W., BAUCHOT M.L., SCHNEIDER. M. (1987) – Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche (Revision 1). Méditeranée et Mer Noir. Zone de pêche 37: 1 Vertébrés. FAO Rome.

FROGLIA C., GIANNETTI G. (1985) – Growth of common sole *Solea vulgaris* Quensel in the Adriatic Sea (Osteichthyes, Soleidae). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit*., **29** (8): 91-93.

RELINI G. (2000) – La ricerca sulla pesca: le risorse demersali. *Biol. Mar. Medit*., **7** (4): 13-45.

SARTOR P., SBRANA M., UNGARO N., MARANO C. A., PICCINETTI C., PICCINETTI MANFRIN G. (2002) – Distribution and abundance of *Citharus linguatula*, *Lepidorhombus boscii* and *Solea vulgaris* (Osteichthyes: Pleuronectiformes) in the Mediterranean Sea. *Sci. Mar*., **66** (Suppl. 2): 83-102.

TÜRKMEN M. (2003) - Investigation of some population parameters of common sole, *Solea solea* (L., 1758) from İskenderun Bay. *Turk. J. Vet. Anim. Sci*., **27**: 317-323.

VALLISNERI M., PICCINETTI C., STAGNI A.M., COLOMBARI A., TINTI F. (2000) – Dinamica di popolazione, accrescimento, riproduzione di *Solea vulgaris* (Quensel, 1806) nell'Alto Adriatico. *Biol. Mar. Medit*., **7**: 101-106.

VALLISNERI M., PICCINETTI C., TOMMASINI S. (2000-2001) – Regime alimentare di *Solea vulgaris* (Quensel, 1806) nell'alto Adriatico. *Boll. Soc. Adriatica Scienze*, **70**: 75-79.

VALLISNERI M., SCAPOLATEMPO M., TOMMASINI S., CAVICCHI S. (2003) – Caratterizzazione morfologica di *Solea vulgaris* (Quensel, 1806) dei mari italiani. *Biol. Mar. Medit*., **10**: 949-953.

Questo lavoro è stato realizzato con contributo del Ministero delle Risorse Agricole e Forestali e della Commissione Europea.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 827-830

P. Carbonara, T. Silecchia, R. Zupa, M.T. Spedicato

COISPA Tecnologia e Ricerca s.c.r.l., Via dei Trulli, 18/20 - 70045 Torre a Mare, Bari, Italia.
carbonara@coispa.it

MATURITÀ E FECONDITÀ DELLO SCAMPO *NEPHROPS NORVEGICUS* (LINNAEUS, 1758) NEL TIRRENO CENTRO-MERIDIONALE

MATURITY AND FECUNDITY OF THE NORWAY LOBSTER NEPHROPS NORVEGICUS *(LINNAEUS, 1758) IN THE CENTRAL-SOUTHERN TYRRHENIAN SEA*

Abstract

Maturity and fecundity of Nephrops norvegicus *(Crustacea, Decapoda) have been studied using trawl-survey data collected in the central-southern Tyrrhenian Sea in a ten-year period. The maturity process is completed from late-spring through autumn and the smallest ovigerous female was 23.5 mm carapace length. Length at first maturity (Lm_{50}) is within 30.6-34.8 mm. The relationship between carapace length and number of early eggs on the pleopods is fitted by the following non-linear equation: $F=0.0029*LC^{3.7221}$ ($R^2=0.79$).*

Key-words: Nephrops norvegicus*, sexual maturity, fecundity, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

Maturità e fecondità rappresentano aspetti fondamentali per la stima delle relazioni fra stock parentale e reclutamento e rivestono, pertanto, notevole importanza per la gestione della pesca. Esiste in letteratura un'ampia documentazione su riproduzione e fecondità di *N. norvegicus* sia per il Mediterraneo (e.g. Gramitto e Froglia, 1980; Orsi Relini *et al.*, 1998; Mori *et al.*, 1998), che per l'Atlantico (e.g. Tuck *et al.,* 2000; Figuereido *et al.*, 1982).

Questo lavoro intende fornire un contributo conoscitivo alla stima dei principali descrittori che caratterizzano la dinamica del ciclo riproduttivo di *N. norvegicus* nel Tirreno centro-meridionale, utilizzando dati provenienti dai trawl-survey condotti nell'ambito dei programmi Grund (Relini, 2000) e Medits (Bertrand *et al*., 2002).

Materiali e metodi

Gli esemplari di *N. norvegicus* sono stati raccolti durante le campagne di pesca condotte dal 1994 al 2004 (area compresa fra il fiume Garigliano e Capo Suvero), utilizzando uno schema di campionamento casuale stratificato. Su ciascun esemplare sono stati rilevati: lunghezza del carapace (LC, al decimo di mm), peso totale (in g) per gli esemplari non danneggiati, sesso e stadio di maturità delle gonadi per le femmine. Quest'ultimo dato è presentato seguendo la stadiazione utilizzata in ambito Medits (Anonimo, 1998). Sono state quindi valutate la distribuzione degli stadi di maturità per campagna e la lunghezza media per stadio. La taglia di prima maturità (Lm_{50}) è stata calcolata per ogni anno, utilizzando i dati Grund (ottobre-novembre) e Medits (maggio-luglio) e stimando i parametri a e b del modello logistico $p(L)=\exp(a+b*L)/(1+\exp(a+b*L))$, con $Lm_{50}=-a/b$. Su un campione di 145 femmine ovigere, catturate dal 1997 al 2002, tutte le uova sono state rimosse delicatamente dai pleopodi e contate (Tuck *et al.*, 2000) per la stima

della fecondità (F). Poiché gli embrioni sono incubati sui pleopodi per un lungo periodo (4-6 mesi nel Mediterraneo), con una perdita mensile di circa il 10% (Mori *et al.*, 1998), la conta è stata fatta considerando uno stadio di sviluppo precoce (stadio A, occhi non visibili), secondo i criteri adottati da Figueiredo e Barraca (1963) ed Orsi Relini *et al.* (1998). La relazione fra fecondità e lunghezza del carapace è stata studiata mediante regressione dei dati log-trasformati.

Risultati

Femmine con ovari maturi si osservano in percentuale maggiore nei mesi primaverili-estivi, mentre la presenza di femmine ovigere è stata riscontrata dal mese di settembre in poi (Fig. 1). La più piccola femmina ovigera aveva una lunghezza carapace di 23,5 mm. Nel periodo primaverile-estivo, le femmine immature (stadio 1) hanno una lunghezza media compresa tra 25,0 mm e 32,1 mm e le femmine con ovari maturi (stadio 2) tra 34,9 mm e 40,5 mm. In autunno, le femmine con ovari maturi si osservano invece in un intervallo di lunghezza media tra 29,2 mm e 36,8 mm e compaiono le ovigere (stadio 3) tra 33,5 mm e 40,5 mm.

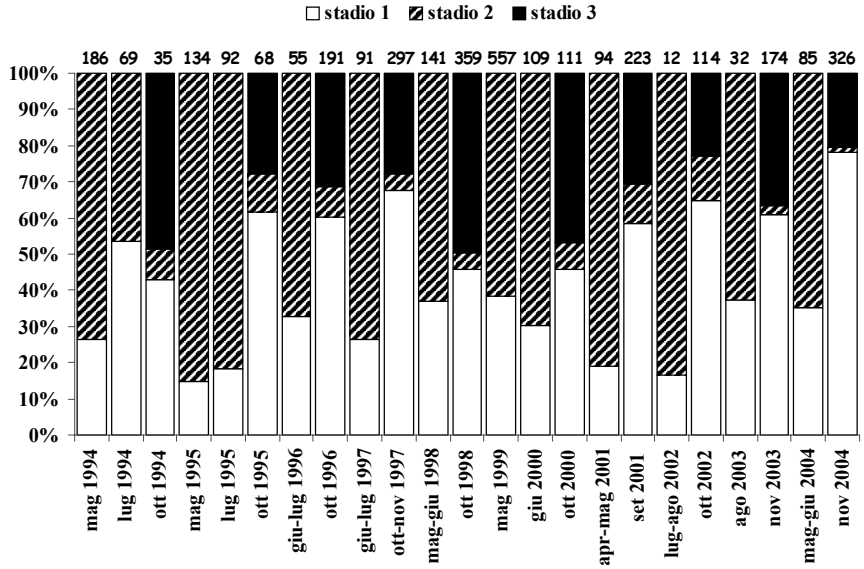


Fig. 1 - Distribuzione percentuale degli stadi di maturità delle femmine (1=immatura; 2=matura; 3=ovigera) di *Nephrops norvegicus* e numero di individui per trawl-survey (riga in alto).

Percentage distribution (1=immature; 2=mature; 3=ovigerous) of Nephrops norvegicus *females and number of specimens per trawl-survey (upper row).*

Le ogive di maturità presentano alcune differenze di anno in anno (Lm_{50} compresa tra 30,6 mm e 34,8 mm), analogamente al range di maturità (Lm_{25}-Lm_{75}) (Fig. 2). La LC delle femmine ovigere è compresa tra 23,5 mm e 48,9 mm. La relazione tra fecondità (numero di uova) e lunghezza carapace è risultata significativa, ma non lineare e descritta dalla seguente equazione: $F=0{,}0029*LC^{3{,}7221}$

(R^2=0,79; n=145), che spiega circa l'80% delle variazioni in fecondità con una distanza fra valori osservati e stimati pari a 35,6.

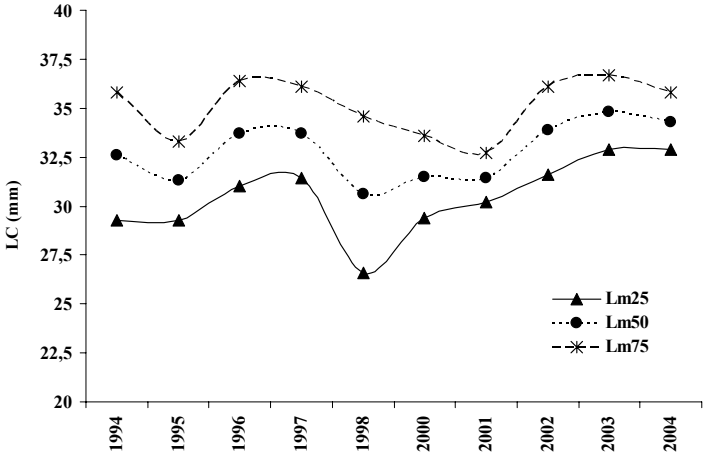


Fig. 2 - Andamento del range della lunghezza di maturità (Lm_{25}-Lm_{75}) e della lunghezza di prima maturità sessuale (Lm_{50}) di *Nephrops norvegicus* in ciascun anno.
Maturity length range (Lm_{25}-Lm_{75}) and length at first maturity (Lm_{50}) of Nephrops norvegicus *in each year.*

Conclusioni

La distribuzione degli stadi di maturità indica un pattern riproduttivo (maturazione degli ovari nel periodo primaverile-estivo ed inizio della deposizione alla fine dell'estate) confrontabile con quanto riportato in altre aree del bacino occidentale (e.g. Orsi Relini e Relini, 1985; Mori *et al.*, 1998). La taglia della più piccola femmina ovigera (23,5 mm) è risultata leggermente maggiore di quella osservata in Adriatico (18-22 mm: Froglia e Gramitto, 1988) e nello Stretto di Sicilia (22 mm: Bianchini *et al.*, 1998), ma inferiore a quella del Mar Ligure (27 mm: Orsi Relini *et al.*, 1998).

I valori della Lm_{50} evidenziano una certa variabilità, probabilmente associata a fluttuazioni stagionali correlate con una differente vulnerabilità della specie alla cattura. Rispetto ai dati di letteratura riferiti al Mediterraneo non si evidenziano differenze nel valore minimo, mentre il valore massimo è leggermente superiore, fatta eccezione per il Mare di Alboran (36 mm; Orsi Relini *et al.*, 1998). Nell'area studiata, la relazione fra lunghezza carapace e fecondità presenta un andamento non lineare, in accordo con quanto riportato per il Mar Adriatico (e.g. Gramitto e Froglia, 1980), ma diversamente da quanto riscontrato per il Nord Tirreno ed il Mar Ligure (e.g. Orsi Relini e Relini, 1989; Mori *et al.*, 1998).

Bibliografia

ANONIMO (1998) – MEDITS. Manuel des protocoles. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (2): 515-572.

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2002) – The general specifications of the Medits surveys. *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 9-17.

BIANCHINI M.L., DI STEFANO L., RAGONESE S. (1998) - Size and age at onset of sexual maturity of female Norway lobster *Nephrops norvegicus* (L.) (Crustacea: Nephropidae) in the Strait of Sicily (Central Mediterranean Sea). *Sci. Mar*., **62** (1-2): 151-159.

FIGUEIREDO M.J., BARRACA I.F. (1963) – Contribução para o conhecimento da pesca e da biologia do lagostim (*Nephrops norvegicus*) na costa portuguesa. *Notas Estudos de l'Instituto de Biologia Marina de Lisboa,* **28**: 1-44.

FIGUEIREDO M.J., MARGO O., FRANCO M.G. (1982) – The fecundity of *Nephrops norvegicus* (L.) in Portuguese waters. *ICES C. M.*, K. **29**: 14 pp.

FROGLIA C., GRAMITTO M.E. (1988) – An estimate of growth and mortality parameters for Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) in the central Adriatic Sea. *FAO Fish. Rep*., **394**: 189-203.

GRAMITTO M.E., FROGLIA C. (1980) – Osservazioni sul potenziale riproduttivo dello scampo (*Nephrops norvegicus*) in Adriatico. *Memorie di Biologia Marina e Oceanografia,* **10** (Suppl.): 213-218.

MORI M., BIAGI F., DE RANIERI S. (1998) – Fecundity and egg loss during incubation in Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) in the North Tyrrhenian Sea. *J. Nat. Hist.*, **32**: 1641-1650.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1985) – Notes on the distribution, reproductive biology and fecundity of *Nephrops norvegicus* in the Ligurian Sea. *FAO Fish. Rep*., **336**: 107-111.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1989) – Reproduction of *Nephrops norvegicus* L. in isothermal Mediterranean waters. In: Ryland J.S. and Tyler P.A. (eds), *Reproduction, genetics and distribution of marine organism,* Olsen and Olsen, Fredensborg: 153-160.

ORSI RELINI L., ZAMBONI A., FIORENTINO F. (1998) – Reproductive patterns in Norway lobster *Nephrops norvegicus* (L.) (Crustacea Decapoda Nephropidae) of different Mediterranean areas. *Sci. Mar*., **62** (1-2): 25-41.

RELINI G. (2000) – La ricerca sulla pesca: le risorse demersali. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (4): 13-45.

TUCK I.D., ATKINSON J.A., CHAPMAN C.J. (2000) – Population biology of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.) in the Firth of Clyde, Scotland II: fecundity and size at onset of sexual maturity. *ICES J. Mar. Sci.*, **57**: 1227-1239.

In questo lavoro sono stati utilizzati dati provenienti da ricerche realizzate con contributi del Ministero delle Risorse Agricole e Forestali e della Commissione Europea.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 831-835

R. Carlucci, L. Sion, F. Capezzuto, G. D'Onghia

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.
r.carlucci@biologia.uniba.it

CATTURE RICORRENTI DI *EPINEPHELUS AENEUS* (GEOFFROY ST.-HILAIRE, 1809) NEL MAR IONIO: UN ULTERIORE ELEMENTO PER INDIVIDUARE UNA POSSIBILE ZTB?

RECURRENT CATCHES OF EPINEPHELUS AENEUS *(GEOFFROY ST.-HILAIRE, 1809) IN THE IONIAN SEA: AN ADDITIONAL FEATURE IN ORDER TO IDENTIFY A NO-TAKE ZONE?*

Abstract

Recurrent catches of adults and spawners of Epinephelus aeneus *(Geoffroy St.-Hilaire, 1809) (Serranidae) have been carried out in two coastal areas of the Ionian Sea characterised by sensitive biocoenoses together with juveniles and spawners of* M. barbatus, O. vulgaris *and* E. moschata. *Authors proposed the selection of a no-take zone in order to reduce the fishing impact on juveniles and spawners of commercial species as well as on sensitive habitats and to protect a vulnerable species with high naturalistic value.*

Key-words: Epinephelus aeneus*, MPA, Ionian Sea.*

Introduzione

Nei mari italiani la cernia bianca *Epinephelus aeneus* (Geoffroy St.-Hilaire, 1809) è stata segnalata esclusivamente nei bacini più meridionali su fondi detritici, coralligeni infangati e sui fondi duri, fino ad una profondità massima intorno ai 100 m (Relini *et al.*, 1999). Nel Mar Ionio settentrionale questa specie è stata rinvenuta nelle catture sperimentali di pesca a strascico realizzate nell'ambito dei programmi di valutazione delle risorse demersali ma non si dispone di informazioni sulle catture commerciali.

In considerazione sia della generale rarefazione di *E. aeneus* nelle aree costiere italiane, sia della sua vulnerabilità al prelievo (grandi dimensioni, crescita lenta, elevata taglia-età di inversione sessuale), si rendono necessarie alcune misure di tutela che riducano l'impatto dell'attività di pesca per questa specie (Relini *et al.*, 1999). In relazione alla continuità delle catture osservate per la cernia bianca in alcune aree dello Ionio settentrionale, gli autori riportano alcune caratteristiche ecologiche di tali aree discutendo la possibilità di caratterizzare una zona di tutela biologica, che consideri la presenza di questa specie di elevato interesse naturalistico insieme ad altre componenti ambientali, tra cui soprattutto le specie di interesse commerciale sfruttate dalla pesca a strascico.

Materiali e metodi

I dati presentati in questa nota sono stati raccolti durante le campagne sperimentali di pesca a strascico realizzate tra il 1985 ed il 2004 nel Mar Ionio settentrionale fra Capo d'Otranto (LE) e Capo Passero (SR), nell'ambito di programmi di ricerca nazionali (GRU.N.D) (Relini, 2000) ed internazionali (MEDITS) (Ber-

trand *et al*., 2002). Le cale di pesca sperimentale sono state realizzate dall'alba al tramonto e per ciascuna cala sono state registrate le coordinate geografiche. Per ogni cala è stata registrata la CPUE, sia in peso (kg/h), sia in numero (N/h), nonché il numero totale di specie rinvenute (S). Sono stati stimati gli indici di diversità (H') (Shannon-Weaver, 1949) e di eveness (J) (Pielou, 1966). Inoltre, per le specie demersali di interesse economico, la frazione di individui appartenenti al reclutamento e ai riproduttori è stata valutata rispettivamente attraverso le distribuzioni lunghezza-frequenza dello stock campionato e lo stadio di maturità delle gonadi degli esemplari. Per ogni esemplare di *E. aeneus* è stato rilevato il peso e la lunghezza totale (LT, in mm). Non è stato sempre possibile rilevare le informazioni relative al sesso ed alla maturità delle cernie, in quanto tutti gli esemplari catturati vivi sono stati inviati in uno stabulario. Infine, attraverso informazioni precedentemente raccolte nell'area (Matarrese *et al*., 1990) e disponibili in rete (www.aquatech-calabria.it) è stato individuato il tipo di biocenosi dominante per ciascuna area.

Risultati

Le catture più numerose e continue nel tempo di *E. aeneus* sono risultate circoscritte a due aree ioniche calabresi ben definite (Fig. 1). In un'area a nord di Capo

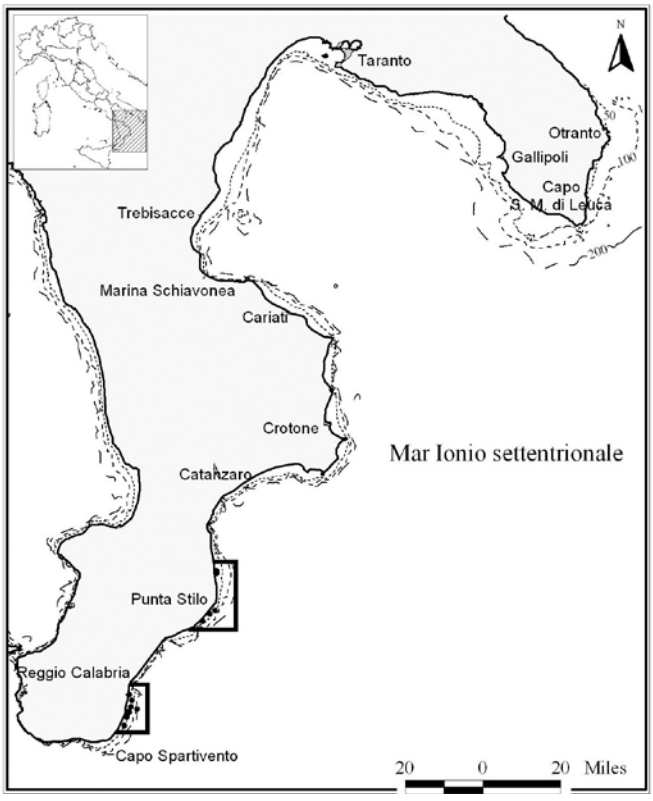


Fig. 1 - Mappa del Mar Ionio settentrionale con localizzazione delle aree di cattura di *E. aenaeus*. *Map of the North Ionian Sea with indication of the* E. aenaeus *catch areas.*

Tab. 1 - Quadro riassuntivo delle catture di *E. aeneus* con indicazione dell'area, della data e della profondità di cala, con indicazione dei valori di CPUE, del numero totale di specie rinvenute (S), dell'indice di diversità (H') e di eveness (J).

Summary of E. aeneus *catches with indication of the area, date and depth of the haul, CPUE values, total number of species collected (S), diversity (H') and eveness (J) indexes.*

Area di Capo Spartivento

Data	Settembre 97	Maggio 98	Settembre-Ottobre 98	Settembre-Ottobre 98	Maggio 01	Luglio 02	Giugno 03	Ottobre-Novembre 03	Giugno 04	Ottobre 04
Profondità (m)	35	34	33	42	30	30	115	30	27	31
N. esemplari catturati	2	1	1	1	1	1	1	1	1	7
Intervallo peso (kg)	4,00-6,00	11,00	4,50	3,20	4,70	6,86	7,00	3,50	4,00	3,70-4,84
Intervallo taglia (LT in mm)	680-750	870	740	640	665	755	785	630	690	660-745
CPUE kg/h	58,35	104,62	11,79	43,5	37,46	12,54	32,05	130,38	182,10	81,67
CPUE N/h	4011	3658	341	3056	1480	604	911	5483	7214	2878
S	31	19	34	25	19	16	17	14	14	9
H'	0,65	1,51	2,17	0,55	1,52	1,44	1,70	0,16	0,29	0,06
J	0,19	0,51	0,61	0,17	0,52	0,52	0,60	0,06	0,11	0,03

Area di Punta Stilo

Data	Novembre 91	Giugno 92	Novembre 95	Maggio 01	Giugno 03
Profondità (m)	50	25	61	36	28
N. esemplari catturati	2	5	1	1	1
Intervallo peso (kg)	5,30	3,50-6,80	8,00	6,20	8,28
Intervallo taglia (LT in mm)	594-630	650-800	820	760	815
CPUE kg/h	22,65	28,35	33,48	37,57	19,85
CPUE N/h	832	465	1531	1022	816
S	21	22	31	26	14
H'	1,40	1,41	2,57	2,22	0,88
J	0,46	0,46	0,75	0,68	0,33

Spartivento, durante 9 campagne di pesca sperimentale realizzate tra il 1997 ed il 2004, sono stati catturati 17 esemplari, con taglie comprese tra 630 e 870 mm LT (Tab. 1). In un'area al traverso di Punta Stilo (poco più a nord della precedente), durante 5 campagne realizzate tra novembre 1991 e giugno 2003, sono stati catturati 10 esemplari, con taglie comprese tra 594 e 820 mm LT (Tab. 1). La prima area si estende per circa 8-10 miglia comprendendo un intervallo batimetrico tra 27 e 115 m di profondità mentre la seconda risulta meno estesa e localizzata tra 25 e 61 m di profondità. In entrambe le aree è stata osservata una elevata variabilità nelle catture, sia in termini di numero di specie che di abbondanze relative, la quale si riflette sui valori degli indici di diversità ed eveness (Tab. 1).

Sebbene numerose specie commerciali siano state rinvenute nelle cale in questione, le maggiori abbondanze sono risultate generalmente legate alla cattura dei teleostei *Bothus podas* e *Mullus barbatus* e dei cefalopodi *Octopus vulgaris* ed *Eledone moschata*. Nell'area a nord di Capo Spartivento, *B. podas* ha mostrato abbondanze comprese tra 3,02 e 165,08 kg/h (133 e 6720 N/h), mentre *M. barbatus* è stata rinvenuta con rendimenti tra 0,03 e 32,00 kg/h (2 e 3550 N/h). *O. vulgaris* ed *E. moschata* hanno mostrato abbondanze rispettivamente comprese tra 0,50 e 12,00 kg/h (2 e 11 N/h) e tra 1,50 e 6,20 kg/h (11 e 50 N/h). Analogamente, nell'area al traverso di Punta Stilo le catture relative al rombo di rena ed alla triglia oscillavano rispettivamente tra 0,04 e 1,44 kg/h (6 e 89 N/h) e tra 1,53 e 9,00 kg/h (56 e 435 N/h). Il polpo ha mostrato abbondanze comprese tra 0,89 e 4,50 kg/h (4 e 15 N/h), mentre i valori di abbondanza di *E. moschata* oscillavano tra 0,05 e 2,20 kg/h (1 e 9 N/h). In tutte queste specie e principalmente in *M. barbatus* sono stati rinvenuti individui appartenenti al reclutamento (in autunno) nonché in fase riproduttiva (in primavera).

Per quanto riguarda le biocenosi presenti nelle due aree, in quella prossima a Punta Stilo, i fondi a sabbie grossolane non classificabili in alcuna delle biocenosi *sensu* Pérès e Picard (1964), si alternano, nel piano infralitorale, alle praterie della fanerogama *Cymodocea nodosa*. Verso il largo, seguono i fondi detritici costieri e quelli a fanghi terrigeni costieri. Nell'area a nord di Capo Spartivento, nel piano infralitorale, sono presenti fondi a sabbie grossolane nonché praterie di *C. nodosa* frammiste a chiazze di *Posidonia oceanica.* Nel piano circalitorale si rinvengono soprattutto le biocenosi del detritico costiero e del detritico del largo, questa ultima con la *facies* a *Leptometra phalangium* fortemente degradata dalla pesca a strascico.

Conclusioni

Le campagne sperimentali di pesca a strascico condotte nel Mar Ionio hanno permesso di catturare, con continuità lungo le coste tra Capo Spartivento e Punta Stilo, la cernia bianca *E. aeneus.* La persistente presenza di individui appartenenti al reclutamento, nonché in fase riproduttiva, soprattutto di *M. barbatus* e, in misura minore, di *O. vulgaris* ed *E. moschata* indica che nelle suddette aree si realizzano fasi critiche del ciclo vitale di specie di interesse commerciale. Inoltre, la presenza di biocenosi bentoniche peculiari per l'intera comunità biologica e sensibili alle attività di pesca, anche se già sottoposte a misure di protezione (es. praterie di *P. oceanica*), evidenziano l'importanza ecologica dei siti esaminati e la priorità della loro tutela.

La normativa italiana che disciplina la pesca in mare prevede l'istituzione

di zone di tutela biologica (ZTB) in aree caratterizzate dalla riproduzione o dal reclutamento di specie d'interesse commerciale sottoposte ad intenso sfruttamento, nonché da altre peculiarità ambientali (produttività, biodiversità, rarità e vulnerabilità delle componenti etc.). Pertanto, a fronte di quanto riportato in questa nota, l'area a nord di Capo Spartivento, entro l'isobata dei 200 m, potrebbe essere selezionata come possibile ZTB al fine di proteggere le fasi giovanili e i riproduttori di specie commerciali, di ridurre l'impatto su habitat e biocenosi sensibili alla rete a strascico, nonché di costituire una riserva per una specie di alto valore naturalistico ed elevata vulnerabilità.

Bibliografia

BERTRAND J.A., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2002) - The general specification of the MEDITS surveys. *Scientia Marina*, **66** (Suppl. 2): 9-17.

MATARRESE A., D'ONGHIA G., PANETTA P., TURSI A. (1990) – Le biocenosi dei fondi strascicabili del Mar Ionio. *Oebalia,* **16** (2) (Suppl.): 701-703.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, **47**: 138 pp.

PIELOU E.C. (1966) - The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theoret. Biol*., **13**: 131-144.

RELINI G. (1998) - Demersal trawl surveys in the Italian seas: a short review. In: J.A. Bertrand and G. Relini (eds), *Demersal resources in the Mediterranean*. *Actes de Colloques, IFREMER, Plouzané*: **26**: 46-75.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (eds) (1999) - Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo centrale (Italia e Corsica). *Biol. Mar. Medit*., **6** (Suppl. 1): 335-340.

SHANNON C.E., WEAVER W. (1949) - *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press. *Urbana*: 117 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 836-839

P. Carpentieri, C. D'Acunzo*, C. Mohanna*, M. Petagna*, F. Colloca

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Roma "La Sapienza"
Viale dell'Università, 32 - 00185 Roma, Italia.
paolo.carpentieri@uniroma1.it
*Ricerca e Cooperazione (ONG), Via Savona, 13/a - 00132 Roma, Italia.

CATCH COMPOSITION OF THE ARTISANAL FISHERY OF TYRE (LEBANON) DURING WINTER PERIOD

COMPOSIZIONE DELLO SBARCATO DELLA PESCA ARTIGIANALE DI TIRO (LIBANO) DURANTE IL PERIODO INVERNALE

Abstract

A study on the artisanal fishery of Tyre (South Lebanon) was carried out. Quantitative landing data of fishing metiers (CPUEs by species or group of species, gear dimension) were collected during the first quarter of the year (February 2005). The landing is characterized by a great number of species, many of which are lessepsian migrants giving at the fish community of south Lebanon coasts a mixed Mediterranean Red Sea composition.

Key-words: *artisanal fishing, Lebanon, catch composition.*

Introduction

Artisanal fishery is the most important fishing sector of the Mediterranean for the number of vessels and fishermen involved. Differences from country to country can be related not only to the geographical and ecological heterogeneity of the Mediterranean basin, but also the general technological and economic level aspects and to the historical background and ethnic factors (Coppola *et al*., 2001). Knowledge on fishing activities and catch composition by gear of the fleets operating in the Levantine Mediterranean basin are very scarce due to the lack of quantitative surveys and data collection projects.

In Lebanon the fishing fleet is entirely composed of artisanal vessels using fixed gear (i.e. trammel nets, gillnets, longlines, traps) and purse seiner nets for small pelagics. The catch composition of this fleet is poorly studied, even though some researches have focused on the ecology of Lessepsian migrants along the Lebanese coastal shelf showing the importance of Red Sea fauna for local fisheries (Bariche 2004; Bariche *et al*., 2005).

The objective of this study is to provide some quantitative information of the catch composition of artisanal fishing metiers of the Tyre fleet (South Lebanon) during winter period.

Materials and methods

Quantitative landing data by species or group of species were collected during a total of 9 daily surveys carried out at the port of Tyre in February 2005.

A census on the active fleet was conducted to know the number of active vessels for each fishing metier at the beginning of the surveyed period. Data on landing by species (kg/vessel), gear characteristics (type, length, mesh size) and

fishing areas (depth, sea bottom features) were gathered as a sub-sample of the active vessels. During each daily survey CPUEs of fishing metier were calculated as Kg vessel day^{-1} for each fishing métier (around 20 vessels per day were sampled)

Fleet official data (tonnage, length, engine power, material used, year of construction, year of inscription and type of fishing license), were obtained from the Ministry of Agriculture, Department of Fisheries & Wildlife.

Results

Tyre is the third Lebanese port (after Beirut and Tripoli) by number of fishing vessels. The fleet is composed mainly by old wooden crafts (224 vessels), with old and not very powerful gear, generally under 8 m length, in the large part not equipped with winches to pull the gear on board and lacking equipment to improve security on board. Vessels usually made daily trips often using more than one gear in the same day.

The main fishing metier performed by the Tyre fleet during the survey was

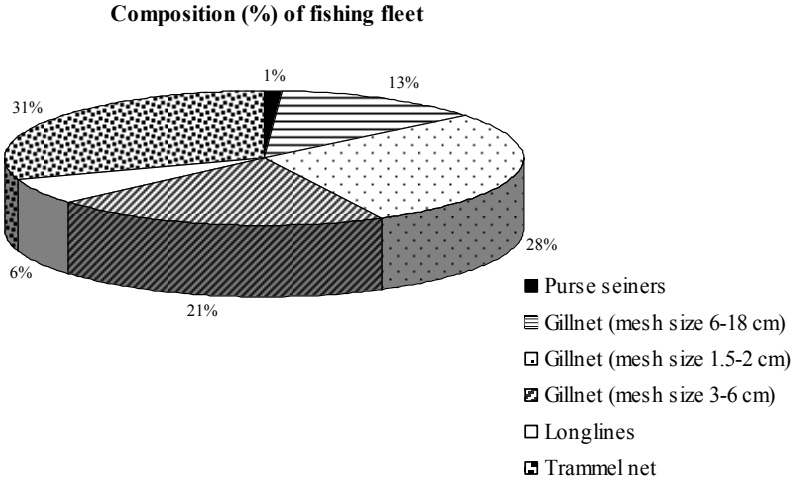


Fig. 1 - Fishing methods observed in Tyre's port.
Sistemi di pesca osservati nel porto di Tiro.

trammel net. (Fig. 1). About 31% of the Tyre's fishing fleet used trammel nets of 150-1000 m length and 1.2-2 m high at depth between 5 to 50 m targeting demersal species such as red mullets (*Mullus barbatus*, *M. surmuletus)* and goat fishes (*Upeneus moluccensis, U. pori)* (Tab. 1).

Fine mesh gillnets (a single wall of monofilament net with 1.5-2 cm mesh size) targeted small nektobenthic species (*Spicara smaris* and *Boops boops*). The length and height of these nets can reach respectively 2 km and 3 m. The fishing area is located between 10 and 50 m depth.

Medium mesh size gillnets (3-6 cm) caught medium size nektobenthic species such as grey mullet (*Liza* spp.), sparids (*Diplodus vulgaris*, *D. annularis*) and

siganids (*Siganus rivulatus*, *S. luridus*) on shallow sandy and mixed sandy-rocky bottoms. The length of these nets ranged from a few hundreds meters to more than 1 km, their height was up to 3 m.

Large mesh gillnets (16-18 cm) were used to catch mainly medium sized pelagic fishes, as the Spanish mackerel *Scomberomorus commerson* and little tunny *Euthynnus alletteratus.* By-catch was made up by high-prized sparids such as the common dentex *Dentex dentex* and the red banded sea bream *Pagrus caeruleostictus.* The yields can fluctuate strongly day by day according to sea conditions,

Tab. 1 - Landings (kg/vessel) and target species by fishing metiers in Tyre's port.
Composizione dello sbarcato (kg/barca) per sistema di pesca e specie bersaglio nel porto di Tiro.

Fishing metiers	kg/boat		Target species
	min	max	
Gillnet (1.5-2 cm mesh size)	2,00	20,00	*Spicara smaris, Boops boops, Mullus spp., Lithognathus mormyrus*
Gillnet (3-6 cm mesh size)	5,00	13,00	*Siganus rivulatus, S. luridus, Adioryx ruber, Pempheris vanicolensis*
Gillnet (16-18 cm mesh size)	3,50	25,00	*E. alletteratus, Scomberomorus commerson, Pagrus caeruleostictus, P. auriga, Sarda sarda*
Longlines	4,00	12,00	*Diplodus sargus, Pagrus spp., Spondilyosoma cantharus, Dentex dentex, Epinephelus marginatus, Diplodus cervinus*
Trammel net	1,50	11,00	*Mullus surmuletus, M. barbatus, Upeneus moluccensis, Sciaena umbra, A. ruber, Sphyraena sp., Diplodus vulgaris, Sepia officinalis, Portunus pelagicus, Siganus spp., Pagellus erythrinus, Penaeus japonicus*

fluctuation in local abundance fish shoals, etc.

Bottom set longlines were widely used to catch high value fishes, such as sparids (*Pagrus caeruleostictus*, *P. pagrus*, *D. dentex*, *Diplodus sargus, D. cervinus*) and serranids (*Epinephelus marginatus, E. alexandrinus*). By catch of this gear was composed by crepuscular or nocturnal species, like the squirrelfish *Adioryx ruber.* The landings (kg/day/boat) showed strong daily fluctuations and differences due to the gear used (Tab. 1). The highest variability was observed for the large mesh gillnets, whose catches were much more unforeseeable than those of the other gears (between 3.5 and 25 kg/vessel). The lowest landings, often composed by fish belonging to the second or third commercial categories (*Siganus* sp., *B. boops* and *Spicara* sp.) were observed for the small vessels using trammel nets (around 4 kg/boat).

The presence of Red Sea species increased in the last years, as referred by many fishermen of Tyre. Tropical migrants, common by-catch of different type of gillnets, such as the pufferfish *Lagocephalus spadiceus*, the swimming crab *Portunus pelagicus* the sweeper *Pempheris vanicolensis* or the cornet fish *Fistularia commersonii*, become abundant in the last years. Two adult males of the parrotfish *Scarus ghobban*, species recorded for the first time in Mediterranean in 2002 in Israel (Bella, 2000), have been observed during the survey period.

Conclusions

The fishing activity in Tyre appeared to be fairly diversified and designed to exploit a wide range of species in the coastal area. Artisanal fishing is still a primary economic activity for the coastal community.

Landings are characterized by a great number of species, many of which are

lessepsian migrants giving at the fish community of south Lebanon coasts a mixed Mediterranean Red Sea composition. Such changes in composition of fish communities of the Lebanon coasts imply that fishermen need to adapt their gear and fishing practice continuously to exploit new species that can have a commercial importance.

Notwithstanding the importance of the fishing sector in the area, the lack of quantitative sampling programmes for the Lebanon Sea, aimed to collect data on distribution, abundance and biology of the species, do not allow to evaluate the exploitation state of the resources. The lack of industrial or semi-industrial fisheries (e.g. trawlers) allows, however, reduce the overexploitation risks for many commercial species targeted by the artisanal vessels.

References

BARICHE M. (2004) – Temporal fluctuations and settlement patterns of native and Lessepsian herbivorous fishes on the Lebanese coast (eastern Mediterranean). *Env. Biol. Fish*., **70**: 81-90.

BARICHE M., HARMELIN-VIVIEN M., QUIGNARD J.P. (2005) – Reproductive cycles and spawning periods of two Lessepsian siganid fishes on the Lebanese coast. *Fish. Biol*., **62** (1): 129-142.

BELLA S.G. (2000) – A sea under siege-alien species in the Mediterranean. *Biol. Inv.,* **2**: 177-186.

COPPOLA S.R. (2001) – Inventory of Artisanal Fishery Communities in the Western-Central Mediterranean: FAP-COPEMED Project. Rome, September 2001: 64 pp.

This study was carried out in the framework of the development project "Socio-economic aspect of fishing community of Tyre, South Lebanon" granted by the Italian Ministry of Foreign Affairs.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 840-843

E. Cenci, C. Mazzoldi

Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via Ugo Bassi, 58/B - 35131 Padova, Italia.
raytodesol@hotmail.com

LE TEGNÙE DI CHIOGGIA: PRIMA VALUTAZIONE QUALITATIVA E QUANTITATIVA DELLA FAUNA ITTICA

TEGNÚE OF CHIOGGIA: PRELIMINARY QUALITATIVE AND QUANTITATIVE DATA OF THE FISH FAUNA

Abstract

For two years we studied the fish fauna of a zone under biological protection (Tegnùe of Chioggia), using a not destructive method (visual census technique). We found high global richness both inside and outside the protected zone, suggesting the good choice of control sites for future analysis of "reserve effect". There were differences in fish assemblages among different tegnùe, so we analysed the influence of rocks morphology and distance from the coast on fish assemblages. Further studies will be focused on the role of different factors in determining species composition and abundance of fish assemblages.

Key-words*: fishes, marine parks, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Gli affioramenti rocciosi, noti con il nome di "Tegnùe", sono fra i pochi substrati duri naturali presenti nell'Adriatico Nord-Occidentale. Data la loro peculiarità, nel 2002 è stata istituita una Zona a Tutela Biologica (ZTB) che comprende 4 aree marine al largo di Chioggia (Fig. 1). Nell'ambito di un progetto triennale volto alla caratterizzazione geomorfologica e biologica di queste aree, è stata svolta un'analisi qualitativa e quantitativa della fauna ittica. Gli obiettivi specifici di questa ricerca sono due: la relazione fra morfologia e posizione delle diverse aree e composizione dei popolamenti ittici e la raccolta dei dati di base per evidenziare nel tempo l'effetto delle norme di protezione sulla fauna ittica.

Materiali e metodi

I dati sono stati raccolti durante due campagne di campionamento. La prima campagna (luglio-ottobre 2003) ha avuto lo scopo di definire i siti di campionamento, adattare le tecniche all'area di studio e raccogliere i dati preliminari. Tra giugno e ottobre 2004 sono stati campionati 12 siti: 5 in area 1, 1 in area 2, 3 e 4, e 4 controlli esterni alla ZTB, 3 a nord e 1 a sud (Fig. 1). Sono stati scelti due siti di controllo entro le 6 miglia dalla costa (come i siti in area 1 della ZTB) e due distanti più di 6 miglia (come i siti nelle aree 2, 3 e 4 della ZTB). Inoltre i siti scelti presentano caratteristiche di profondità e morfologia del substrato simili a quelli interni alla ZTB. La metodologia di campionamento utilizzata è il "visual census" che prevede il censimento visivo della fauna ittica senza arrecare alcun tipo di danno né agli animali, né all'ambiente (Sale, 1980; Harmelin-Vivien *et al*., 1985). La tecnica adottata è quella dei transetti orizzontali. Tutti gli individui incontrati all'interno di un'area delimitata di 10×1.5 m venivano identificati, contati e stimati nella taglia da parte di un operatore subacqueo addestrato (Thresher e Gunn, 1986). Per limitare la sottostima delle specie bentoniche, per ogni transetto

venivano effettuati due passaggi, focalizzati rispettivamente sulle specie bentoniche e su quelle necto-bentoniche e pelagiche (De Girolamo e Mazzoldi, 2001). Inoltre tutte le specie eventualmente osservate al di fuori dei transetti venivano registrate per l'elenco qualitativo. Tutti i campionamenti sono stati condotti con visibilità maggiore di 2.5 m. In totale sono stati effettuati 72 transetti, 6 per ogni area di campionamento. Per ogni specie è stata calcolata l'abbondanza per 10 m^2 e l'abbondanza percentuale. Dopo trasformazione logaritmica [ln(x+1)], i dati di abbondanza delle specie nei transetti sono stati analizzati applicando l'analisi fattoriale.

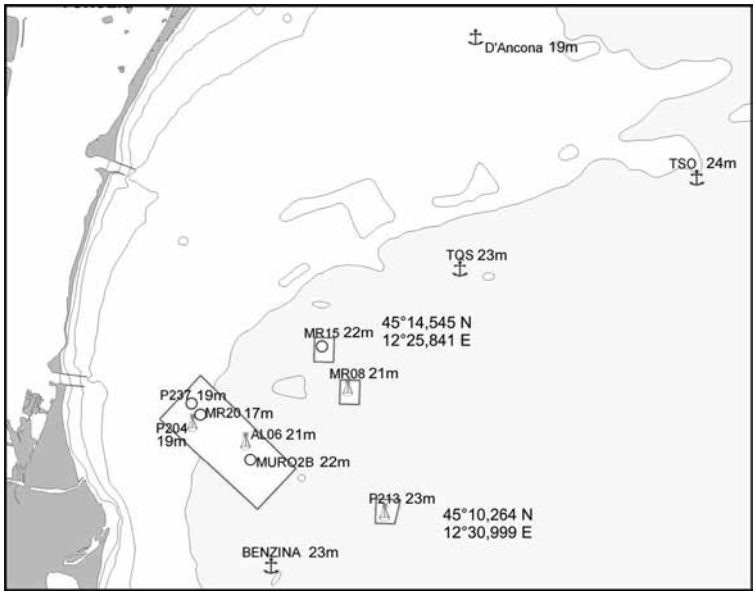


Fig. 1 - Mappa della Zona a Tutela Biologica delle Tegnùe di Chioggia (aree in riquadro). Sono segnalati i 12 siti di campionamento del 2004, 8 interni alla ZTB e 4 esterni (ancore). Per ogni sito è indicata la profondità. Sono inoltre riportate le coordinate GPS dei limiti Nord e Sud della ZTB.

Marine biological reserve offshore Chioggia (boxes). The 12 sampling sites are shown: 8 inside the protected area and 4 outside (anchors). Depth for every site is indicated. GPS coordinates for northern and southern limits of the protected area are reported.

Risultati

Sono state identificate in totale 32 specie appartenenti a 14 famiglie diverse. Includendo anche le specie non rilevate nei transetti, sono state osservate tra le 13 e le 18 specie nei diversi siti. Le specie gregarie (*Boops boops, Chromis chromis, Trachurus trachurus e Trisopterus minutus*) rappresentano quasi l'80% degli individui osservati in totale. Escludendo le gregarie, le specie più abbondanti sono il sacchetto (*Serranus hepatus* - 58%), presente in tutti i siti campionati, due bavose (*Parablennius rouxi* - 8% e *Parablennius tentacularis* - 12%) e lo zerro (*Spicara smaris* - 10%), presente nelle tegnue in piccoli gruppi (Fig. 2). L'ordinamento dei campionamenti, sulla base dei primi 2 fattori estratti dall'analisi fattoriale (65% di varianza spiegata), suggerisce una differenziazione dei popolamenti legata alla

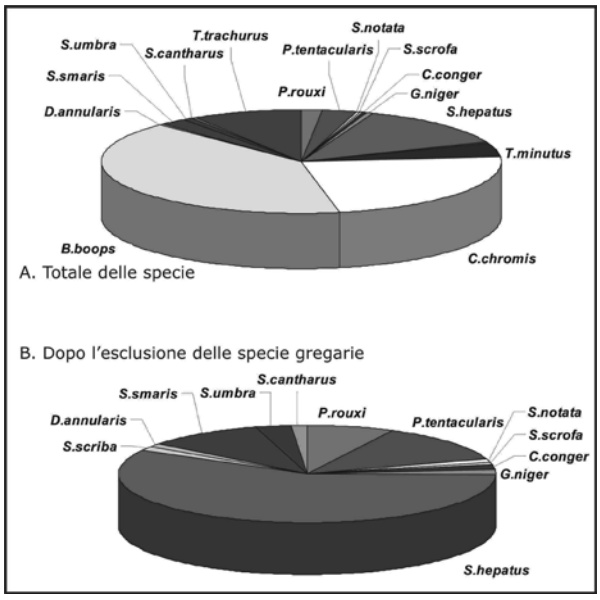


Fig. 2 - Abbondanze relative delle specie ittiche delle tegnùe.
Relative abundances of fish species within tegnùe: A) total species, B) excluding gregarious species.

distanza dalla costa e alla morfologia della tegnùa, che può essere estesa o costituita da massi separati da zone di sedimento (Fig. 3). L'analisi fattoriale non ha

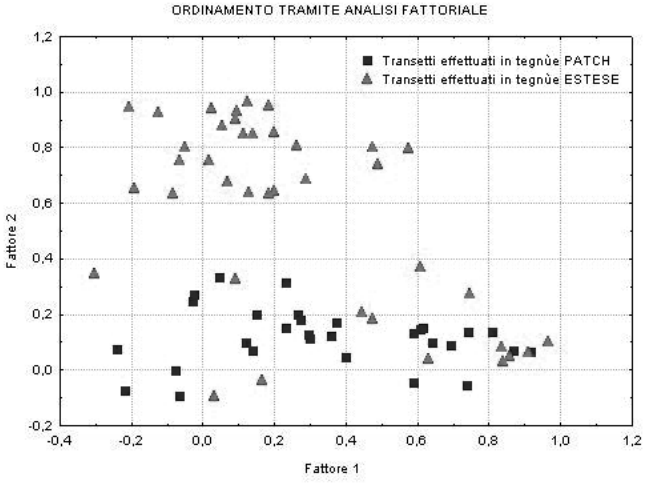


Fig. 3 - Ordinamento (analisi fattoriale) dei dati di abbondanza delle specie censite nei 72 transetti effettuati nel corso dello studio. Tegnùe estese: tegnùe a substrato duro continuo; tegnùe patch: tegnùe caratterizzate da massi isolati.
Ordination (factor analysis) of transect data on species abundance. Squares are transects performed on "tegnùe" characterized by isolated rocky structures, triangles are transects performed in "tegnùe" with continuous hard substrate.

invece evidenziato differenze tra i popolamenti dei siti interni ed esterni alla Zona a Tutela Biologica.

Conclusioni

I dati raccolti hanno evidenziato come le tegnùe costituiscano dei siti caratterizzati dalla presenza di molte specie tipiche dei substrati duri mediterranei (Fasola *et al*., 1997). Le diverse tegnùe presentano variabilità nella composizione e nell'abbondanza dei popolamenti ittici. Le prossime ricerche amplieranno i siti di studio per approfondire l'analisi dei fattori (distanza dalla costa e morfologia della tegnùa) che influenzano la diversità dei popolamenti. La similarità nei popolamenti ittici fra aree interne alla ZTB e aree di controllo costituisce un buon punto di partenza per le successive valutazioni delle conseguenze delle norme di protezione sulla fauna ittica. Inoltre alcune specie di valore commerciale presenti in queste aree potrebbero costituire dei buoni indicatori dell''effetto riserva'.

Ringraziamenti

Entrambe le campagne di campionamento sono state portate a termine grazie alla preziosa collaborazione e alla costante disponibilità di Marco e Antonella Costantini. Un ringraziamento anche a Piero Mescalchin e Alfredo Guerra dell'Associazione Tegnùe di Chioggia.

Bibliografia

DE GIROLAMO M., MAZZOLDI C. (2001) - The application of visual census on Mediterranean rocky habitats. *Mar. Env. Res.,* **56**: 1-16.

FASOLA M., CANOVA L., FOSCHI F., NOVELLI O., BRESSAN M. (1997) - Resource use by a Mediterranean rocky slope fish assemblage. *P.S.Z.N. Mar. Ecol*., **18**: 51-66.

HARMELIN-VIVIEN M.L., HARMELIN J.G., CHAUVET C., DUVAL C., GALZIN R., LEJEUNE P., BARNABE G., BLANC F., CHEVALIER R., DUCLERC J., LASSERRE G. (1985) - Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: methodes et problemes. *Rev. Ecol. (Terre Vie),* **40**: 467-539.

SALE P.F. (1980) - The ecology of fishes on coral reefs. *Oceanography Marine Biology Ann. Rev*., **18**: 367-341.

THRESHER R.E., GUNN J.S. (1986) - Comparative analysis of visual census techniques for highly mobile, reef-associated piscivores (Carangidae). *Environ. Biol. Fish,* **177**: 93-116.

Questa ricerca è stata finanziata dalla Regione Veneto.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 844-847

L. Ceriola, C.A. Marano, M. Martino*, L. Quaranta*, G. Strippoli*, N. Ungaro*

Dipartimento di Produzione Animale, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Bari,
Via Amendola, 165/A – 70126 Bari, Italia.
*Laboratorio Provinciale di Biologia Marina, Bari.
c.marano@agr.uniba.it

ABBONDANZA E DENSITÀ DI ALCUNI CEFALOPODI TEUTHOIDEA NELL'ADRIATICO MERIDIONALE

ABUNDANCE AND DENSITY OF SOME TEUTHOIDEA CEPHALOPODS IN THE SOUTHERN ADRIATIC SEA

Abstract

Information on the biomass (kg km^{-2}) and density (n km^{-2}) of Alloteuthis *spp.,* Illex coindetii *(Verany, 1836),* Loligo vulgaris *Lamark, 1798 e* Todaropsis eblanae *(Ball, 1841), in the Southern Adriatic were reported.* I. coindetii *and* Alloteuthis spp. *resulted the most captured species in weight and number respectively. The increase of the biomass of* I. coindetii *and a general decrease of* Alloteuthis *spp. captures in the area were observed, while no trend resulted for* L. vulgaris *and* T. eblanae.

Key-words*: bottom trawls, cephalopod fisheries, population number, time series analysis, Southern Adriatic.*

Introduzione

Tra le specie ittiche, i cefalopodi hanno assunto importanza crescente negli ultimi anni per la pesca commerciale internazionale, atlantica e mediterranea, in seguito anche ad un maggiore riconoscimento di tale gruppo come risorsa (Caddy e Rodhouse, 1998). A fronte di un generale declino delle catture dei pesci demersali, lo sbarcato commerciale dei cefalopodi è rimasto costante o, in alcune aree, è aumentato (GFCM-FAO statistics, 2004).

In Adriatico, come in molte aree del Mediterraneo, i cefalopodi costituiscono una importante risorsa demersale, e nel biennio 1998-1999 hanno contribuito per il 18% allo sbarcato commerciale del porto peschereccio di Molfetta (BA), il maggiore tra i porti del Basso Adriatico (Ungaro *et al.*, 2000). I Teuthoidea risultano le specie più catturate nell'ambito della teutofauna e tra questi dominante è il contributo di *Alloteuthis* spp., *Illex coindetii* (Verany, 1836), *Loligo vulgaris* Lamark, 1798 e *Todaropsis eblanae* (Ball, 1841) (Pastorelli *et al.*, 1998; Relini *et al.*, 1999; Vrgoć *et al.*, 2004). In relazione all'interesse economico e commerciale rivestito, un approfondimento circa l'andamento dell'abbondanza di tali specie può essere considerato un utile contributo alla gestione globale delle risorse ittiche.

Scopo del presente lavoro è fornire una descrizione preliminare dell'andamento della densità e della biomassa nel Basso Adriatico dal 1996 al 2003, per le specie sopra considerate, sulla base di una serie di dati indipendenti dallo sbarcato commerciale.

Materiali e metodi

I dati elaborati provengono da otto campagne di pesca a strascico sperimentali, condotte nell'Adriatico meridionale (Mediterraneo Centrale) tra la fine della

primavera e l'inizio dell'estate dal 1996 al 2003, nell'ambito del progetto di ricerca MEDITS (Bertrand *et al.*, 2002). Un totale di 852 cale valide sono state effettuate secondo un disegno di campionamento "random stratificato" realizzato su 5 strati batimetrici (0-50 m, 50-100 m, 100-200 m, 200-400 m e 400-800 m). Ad ogni cala i cefalopodi sono stati identificati, classificati secondo Mangold e Boletzky (1987), contati e pesati. I dati di cattura sono stati standardizzati utilizzando il metodo dell'area spazzata (Sparre e Venema, 1998) e si sono calcolati gli indici di densità (n km^{-2}) e di biomassa (kg km^{-2}) per specie, per ogni cala.

Sulla base dei dati per cala si sono calcolati la media (pesata rispetto alla superficie degli strati batimetrici) (Cochran, 1977), la mediana ed il 75° percentile degli indici di densità e biomassa per campagna per *Alloteuthis* spp. (somma delle catture delle specie del genere *Alloteuthis*), *I. coindetii*, *L. vulgaris* e *T. Eblanae*, e se ne é analizzato l'andamento per tutto il periodo di studio. La significatività dei trend lineari risultanti dalla comparazione dei dati per campagna è stata valutata utilizzando il coefficiente di correlazione di Pearson (r).

Risultati e conclusioni

Dal 1996 al 2003, 26 specie di cefalopodi sono state catturate per un totale di 82927 esemplari e 1246.2 kg. L'andamento annuale delle catture è stato piuttosto variabile, con un minimo di 3154 esemplari (2002) e 95,4 kg (2003), ed un massimo di 16729 esemplari e 239,1 kg entrambi nel 1999 (Tab. 1). Il contributo di *Alloteuthis* spp., *I. coindetii*, *L. vulgaris* e *T. eblanae* sul totale dei cefalopodi è risultato compreso tra il 35,7% (1998) ed il 71,7% (1999) in peso, e tra 81,5% (2002) e 95,9% (1996) in numero.

Tab. 1 - Dati di cattura dei cefalopodi, in numero e peso, per campagna, e percentuali rispetto a questi delle specie considerate.
Yearly total cephalopod's catch data in number and weight, and percentages of the studied species (over the total cephalopod catches).

Anno	Cattura totale	Percentuale (peso)				
		Alloteuthis spp.	*I. coindetii*	*L. vulgaris*	*T. eblane*	Altre
1996	154,7	20,49	9,86	9,15	6,18	54,32
1997	131,4	17,14	8,07	9,89	7,80	57,10
1998	140,9	15,92	10,69	6,28	2,84	64,26
1999	239,1	8,78	24,46	35,17	3,25	28,34
2000	181,6	14,69	18,83	12,73	4,88	48,88
2001	194,8	8,63	31,33	11,39	5,03	43,61
2002	108,2	5,73	20,03	12,13	3,44	58,68
2003	95,4	8,06	17,94	18,35	6,58	49,07

Anno	Cattura totale	Percentuale (peso)				
		Alloteuthis spp.	*I. coindetii*	*L. vulgaris*	*T. eblane*	Altre
1996	14390	89,11	1,53	4,11	1,13	4,12
1997	10184	86,87	2,02	4,92	0,81	5,38
1998	9934	72,43	3,61	12,79	0,40	10,77
1999	16729	53,97	9,85	28,78	1,11	6,29
2000	10350	74,83	5,63	9,82	1,03	8,70
2001	12052	45,89	28,89	17,50	1,45	6,26
2002	3154	43,29	17,28	19,67	1,26	18,50
2003	6135	37,59	4,37	46,27	2,59	9,18

Le percentuali di cattura delle specie considerate, sul totale dei cefalopodi, risulta comparabile con quanto riportato da Pastorelli *et al.* (1998) tra il 1990 ed il 1995, evidenziando una certa stabilitá nell'ambito di tale gruppo sistematico.

I. coindetii e *L. vulgaris* sono risultate le specie più abbondanti in peso, mentre il contributo maggiore in numero è stato di *Alloteuthis* spp. Il calcolo degli indici di densità e biomassa ha mostrato una elevata variabilità dei dati per specie sia nell'ambito della stessa campagna sia tra le singole campagne, e solo per *Alloteuthis* spp. ed *I. coindetii* (biomassa) si sono evidenziati trend lineari significativi ($p<0,05$) (Fig. 1).

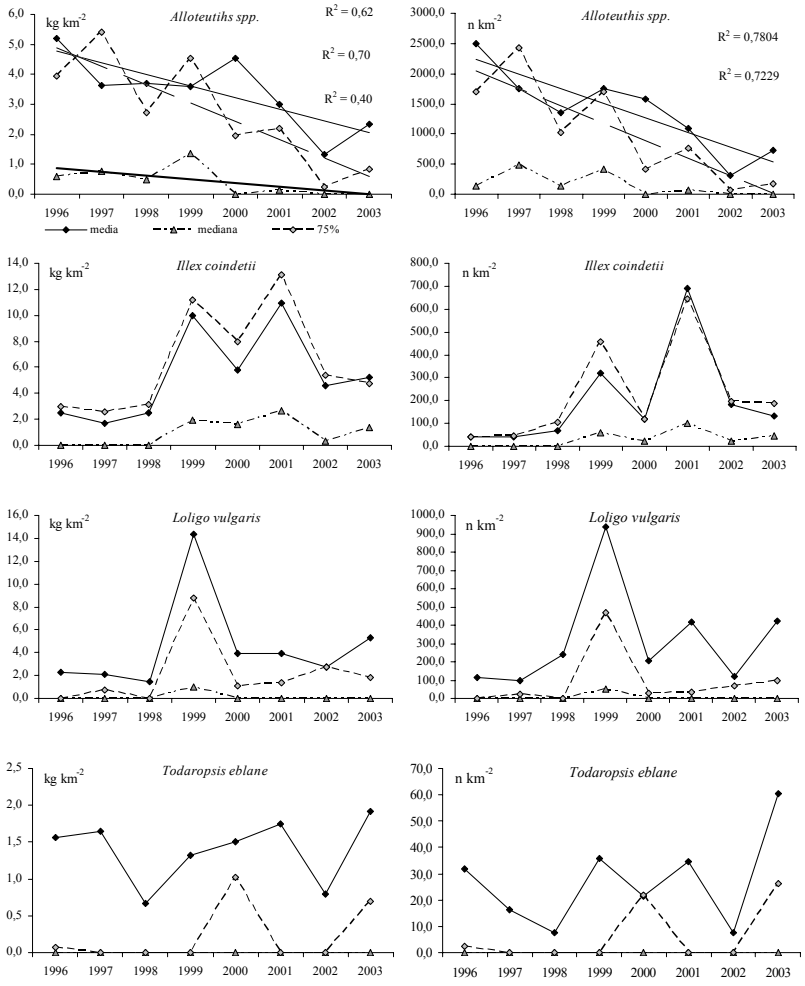


Fig. 1 - Andamento degli indici di abbondanza e densitá di *Alloteuthis* spp., *I. coindetii*, *L. vulgaris*, e *T. Eblane*. Sono evidenziati solo i trend significativi ($p<0,05$): linea tratteggiata = mediana; linea continua = media).

Abundance and density indices values per Alloteuthis *spp.,* I. coindetii*,* L. vulgaris*, e* T. eblanae*. The significant trends ($p<0,05$) are reported only: outlined line = median; continuous line = mean.*

La variabilità osservata tra le singole campagne, per le specie di maggiore interesse commerciale *I. coindetii*, *L. vulgaris* e *T. eblanae*, e l'assenza per queste di significativi decrementi nel tempo (*I. coindetii* é risultato leggermente in aumento in termini di kg km^{-2}) nel periodo di indagine, a fronte di un incremento dello sforzo di pesca nell'intero bacino (Mannini *et al*., 2004) potrebbero essere legate alla biologia ed alla ecologia delle specie considerate, caratterizzate essenzialmente da un ciclo biologico breve ed un reclutamento pressoché continuo durante tutto l'anno (Relini *et al.*, 1998).

Bibliografia

BERTRAND J.A., GIL DE SOLA L., PAPACOSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2002) - The general specifications of the MEDITS surveys. *Sci. Mar.,* **66** (Suppl. 2): 9-17.

CADDY J.F., RODHOUSE P.G. (1998) - Cephalopod and groundfish landings: Evidence for ecological change in global fisheries? *Rev. Fish Biol. Fish.,* **8** (4): 431-444.

COCHRAN W.G. (1977) - *Sampling techniques*. 3rd Ed. John Wiley and Sons Inc., New York: 428 pp.

GFCM FAO (2004) - Statistics, open-access Fishstat Plus, Version 2.3, FAO.

MANGOLD K., BOLETZKY S.V. (1987) - Fiches FAO d'identification des espèces pou les besoins de la pêche. (Révision 1). In: Fisher W., Bauchot M.L., Schneider (rédacteur), Méditerranée et Mer Noire. Zone de peche 37. Volume 1. Végétaux et Invertébrés. Publication préparée par la FAO, résultat d'un accord entre la FAO et la Commission des Communautés Européennes (Project GCP/INT/422/EEC) finance conjointement par ces deux organisations. Rome, FAO, **1**: 635-648.

MANNINI P., MASSA F., MILONE N. (2004) - Adriatic Sea fisheries: outline of some main factor. In: AdriaMed Seminar on Fishing Capacity: Definition, Measurement and Assessment. FAO-MIPAF Scientific Cooperation to support responsible fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/ITA/010/ITA/TD-13. *AdriaMed Technical Documents,* **13**: 119 pp.

PASTORELLI A.M., VACCARELLA R., MARSAN R., MARZANO M.C. (1998) - Valutazione delle risorse demersali nel basso Adriatico. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (2), 326-335.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (1999) - Synthesis of the knowledge on bottom fishery resources in Central Mediterranean (Italy and Corsica). *Biol. Mar. Medit*., **6** (Suppl. 1): 868 pp.

SPARRE P., VENEMA S.C. (1998) - Introduction to tropical fish stock assessment. *FAO Fishery Technical Paper 306/1, Rev. 2*. Rome, FAO: 407 pp.

UNGARO N., MARANO G., CERIOLA L., BERTOLDI G., DI TURI L. (2002) - Lo sbarcato del porto peschereccio di Molfetta (Basso Adriatico): aree di pesca, catture e sforzo in un anno di osservazioni *Biol. Mar. Medit.,* **9** (1): 290-294.

VRGOĆ N., ARNERI E., JUKIC -PELADIĆ S., KRUSTLOVIĆ ŠIFNER S., MANNINI P., MARČETA B., OSMANI K., PICCINETTI C., UNGARO N. (2004) - Review of current knowledge on shared demersal stocks of the Adriatic Sea. *AdriaMed Technical Documents. No. 12* GCP/RER/ITA/010/ITA/TD-12, Termoli: 91 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 848-850

V. Collevecchio, S. Stanzani[1], F. Tirro[1], G. Sottile[1],
C. Solustri, B. Sabelli, R. Gattelli[2], D. Minelli

Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Università degli Studi di Bologna,
Via Selmi, 3 - 40126 Bologna, Italia.
violetta.collevecchio@fastwebnet.it
[1]Dipartimento di Scienze Fisiologiche, Università degli Studi di Catania,
Viale Andrea Doria, 6 - 95125 Catania, Italia.
[2]Centro Didattico-Scientifico "Aquae Mundi", Via Mozambico, 5 - 48100 Russi (RA), Italia.

COMPARAZIONE DELL'ENCEFALO DI CONDROITTI E OSTEITTI ATTRAVERSO LA REALIZZAZIONE DI UN ATLANTE STEREOTASSICO

A COMPARISON BETWEEN THE BRAIN OF CHONDRICHTHYES AND OSTEICHTHYES THROUGH THE REALIZATION OF A STEREOTAXIC ATLAS

Abstract

A morphological atlas is a very useful tool to understand the spatial organization and relationships among morphological structures. In order to fulfil a gap in our comparative knowledge of the structure, organization and correlation of the central nervous system in Chondrichthyes and Osteichthyes we undergo the realization of a stereotaxic atlas of some species of commercial interest. Here we present some images relative to the microscopic morphology of the brain of Scyliorhinus canicula *and* Liza aurata.

Key-words: *brain, morphology, atlases,* Scyliorhinus canicula, Liza aurata.

Introduzione

Gli atlanti sono uno strumento indispensabile di apprendimento e di consultazione, per la completa comprensione delle strutture anatomiche, ma spesso l'Anatomia Comparata è studiata su libri di testo corredati da una iconografia costituita solo da disegni schematici (Kappers, 1906); di conseguenza, raramente il lettore ha modo di rendersi conto della reale morfologia macroscopica e microscopica delle strutture studiate e della loro reciproca disposizione nello spazio. In particolare non esiste un atlante specifico per quanto riguarda l'anatomia del sistema nervoso centrale degli elasmobranchi che permetta di cogliere, apprezzare e confrontare la complessità e i particolari dell'anatomia dell'encefalo (Smeets *et al*., 1983). I nostri studi si propongono di colmare, almeno in parte, questa lacuna.

Materiali e metodi

Per la presente ricerca sono stati utilizzati 7 esemplari del pesce cartilagineo, *Scyliorhinus canicula* ed 5 esemplari del pesce osseo *Liza aurata*. Gli encefali prelevati dagli animali sono stati fissati in paraformaldeide al 4% in tampone fosfato; successivamente sono stati disidratati e inclusi in paraffina. Al microtomo sono state realizzate delle sezioni di 6-7 micron, sia trasversali, partendo dal telencefalo e mantenendo tutta la serie progressiva fino al midollo allungato, che longitudinali. Le sezioni sono state colorate col metodo Giemsa.

Risultati e conclusioni

L'atlante si avvale di una serie di immagini che presentano le riproduzioni di numerosi vetrini, suddivisi per aree cerebrali e arricchiti da brevi didascalie (Figg. 1 e 2); il lavoro è stato eseguito per tutte le sezioni trasversali procedendo dalla

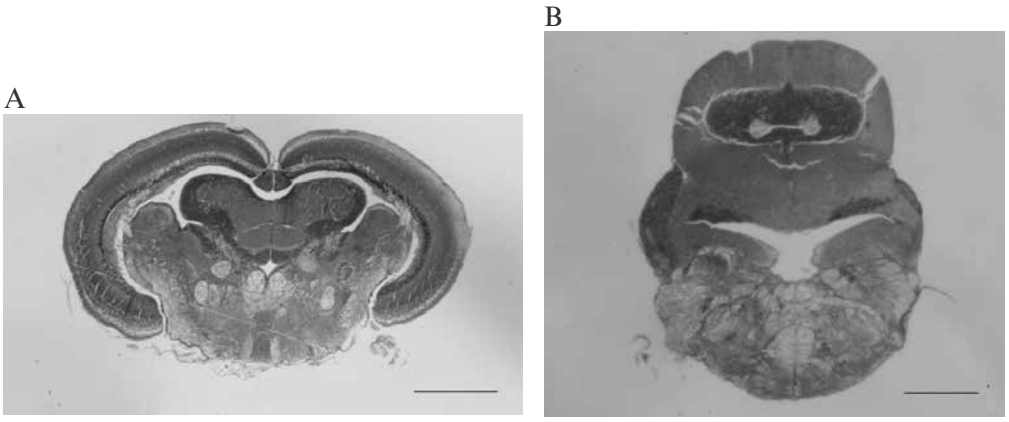


Fig. 1 - Sezioni trasversali dell'encefalo di *Liza aurata* a livello del mesencefalo (A) e del cervelletto e midollo allungato (B). Barra di 21 mm=0,5 mm.

Cross sections of the brain of Liza aurata *at different levels: mesencephalon (A) and cerebellum and medulla oblongata (B). Scale bar 21 mm=0,5 mm.*

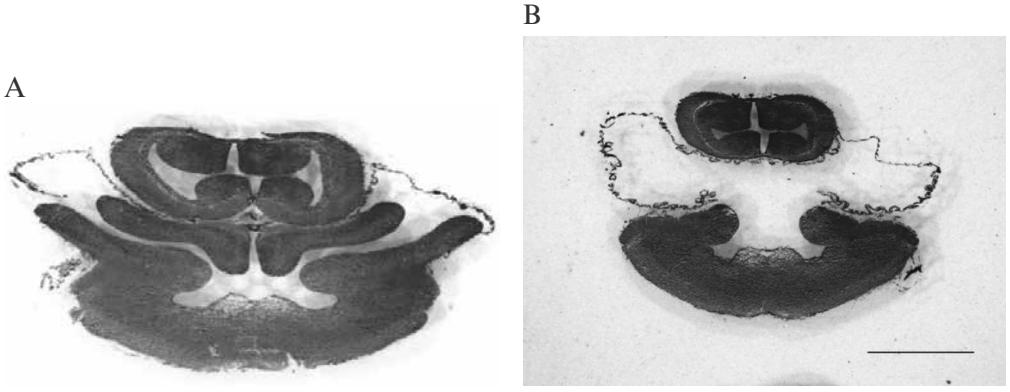


Fig. 2 - Sezioni trasversali dell'encefalo di *Scyliorhinus canicula* a livello del midollo allungato e cervelletto (A) e del midollo allungato (B). Barra di 21 mm=0,5 mm.

Cross sections of the brain of Scyliorhinus canicula *at different levels: cerebellum and medulla oblongata (A), and the medulla oblongata (B). Scale bar 21 mm=0,5 mm.*

regione rostrale alla caudale. Le immagini vengono riproposte con proiezioni da punti d'osservazione diversi, per una migliore comprensione dell'anatomia cerebrale e dei rapporti tra le parti, e per offrire una visione integrata che è utilissima nella pratica. In particolare si fa riferimento alla specie *Liza aurata*, per quanto riguarda i pesci ossei, ed alla specie *Scyliorhinus canicula,* per quanto riguarda i

pesci cartilaginei (Vannini, 1982). Un confronto morfologico di questo tipo ha evidenziato differenze funzionali legate al diverso sviluppo delle aree cerebrali nelle due classi: il telencefalo negli Osteitti è di tipo everso, mentre nei Condroitti è di tipo inverso. A livello del mesencefalo si può notare che il tetto ottico degli Osteitti, al contrario dei Condroitti, è particolarmente sviluppato: il mesencefalo infatti, oltre a ricevere le informazioni visive, è il centro di integrazione di tutta l'attività nervosa generale in questi Ittiopsidi. Procedendo in senso rostro-caudale, nei Condroitti appare molto sviluppato il diencefalo, a cui giungono le fibre dai centri olfattori, e il cervelletto, in relazione al notevole sviluppo delle masse muscolari; infine, mentre nei Condroitti risulta evidente il notevole sviluppo del midollo allungato con un fascicolo longitudinale mediale particolarmente sviluppato, negli Osteitti è da sottolineare lo sviluppo notevole dei motoneuroni presenti nel midollo spinale. In conclusione si può dire che la realizzazione di un atlante può essere importante e utile per evidenziare queste differenze che riguardano il sistema nervoso centrale.

Bibliografia

KAPPERS C.U.A. (1906) – The structure of the teleostean and selachian brain. *J. Comp. Neurol.,* **16**: 1-109.

SMEETS W.J.A.J., NIEUWENHUYS R., ROBERTS B.L. (eds) (1983) – *The central nervous system of Cartilaginous fishes: structure and functional correlation*. Springer-Verlag, New York.

VANNINI E. (1982) - *Zoologia dei vertebrati*. UTET, Torino.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 851-853

D. Cuccu, S. Cabiddu, M. Dymarkowska*, M. Mereu, C. Porcu, A. Cau

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 – 09126 Cagliari, Italia.
cuccu@unica.it
*Department of Animal Ecology, University of Technology and Agriculture, Bydgoszcz, Poland.

PRIMA SEGNALAZIONE DI *OPISTHOTEUTHIS CALYPSO* (OCTOPODA, CIRRATA, OPISTHOTEUTHIDAE) NEI MARI SARDI

FIRST RECORD OF OPISTHOTEUTHIS CALYPSO *(OCTOPODA, CIRRATA, OPISTHOTEUTHIDAE) IN THE SARDINIAN SEAS*

Abstract

Morphometric and meristic features of two young males of Opisthoteuthis calypso*, caught off southern Sardinian coasts, are described. The only records of the species in the Italian Seas were one in the Ligurian Sea and two in the North Tyrrhenian Sea. The rare catches of* O. calypso *could depend to the deep water where the species lives, until now very few sampled.*

Key-words*: cephalopoda*, O. calypso*, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Le conoscenze sulla biologia del genere *Opisthoteuthis* sono attualmente scarse, inoltre le abitudini batiali e la consistenza gelatinosa di questi ottopodi cirrati rendono difficile il reperimento di animali integri. Tutto ciò ha contribuito a creare una incompleta conoscenza della tassonomia del gruppo in parte chiarita da una recente revisione sistematica che ha ridescritto la specie *agassizii* ed introdotte le due nuove *hardyi* e *calypso* (Villanueva *et al*., 2002).

Sulla base delle descrizioni proposte, la classificazione di due individui di *Opisthoteuthis calypso* catturati nelle acque della Sardegna meridionale, permette di allargare con certezza i confini della distribuzione geografica della specie. Fino ad oggi infatti risultava circoscritta all'Atlantico orientale, dalla Namibia all'Irlanda, ed al bacino occidentale del Mediterraneo (Spagna), dai 365 sino a 2208 metri di profondità (Villanueva, 1992). Per i mari italiani gli unici dati a disposizione sono relativi ad un esemplare catturato in Mar Ligure (Orsi Relini *et al*., 2001) inizialmente classificato come *agassizii* e successivamente ascritto alla specie *calypso* (Bello, 2004) ed alla documentazione fotografica di due individui del Tirreno settentrionale (Capua, 2004).

Materiali e metodi

Gli esemplari sono stati catturati con rete a strascico nel Golfo di Cagliari (Sardegna meridionale) nell'ambito di due pescate sperimentali condotte con l'utilizzo della rete GRUND (Relini *et al*., 1998), rispettivamente a settembre 2004 ed a gennaio 2005, su fondi fangosi ad una profondità media di 1011 (38°50'N 9°31'E – 38°52'N 9°33'E) ed 880 metri (38°56'N 09°23'E - 38°53'N 09°22'E).

Al momento dell'analisi gli animali sono risultati molto danneggiati e in parte

privi della membrana interbrachiale, tuttavia è stato possibile classificarli, determinarne il sesso e lo stadio di maturità gonadica attraverso un esame accurato dei caratteri esterni e interni (Villanueva *et al*., 2002). Di entrambi si riporta il peso totale (PT) e la lunghezza del mantello (LM), misurata come per gli altri ottopodi (Roper e Voss, 1983), oltre al numero e al diametro delle ventose di ciascun braccio (Toll, 1988).

Risultati

I due individui di *O. calypso* di 25 e 35 mm di LM sono risultati di sesso maschile e maturi come indicato dalla presenza di spermatofore all'interno della vescicola seminale e dell'organo terminale dell'apparato riproduttore oltre che dall'ingrandimento di alcune ventose delle parti prossimale e distale di tutte le otto braccia (Fig. 1).

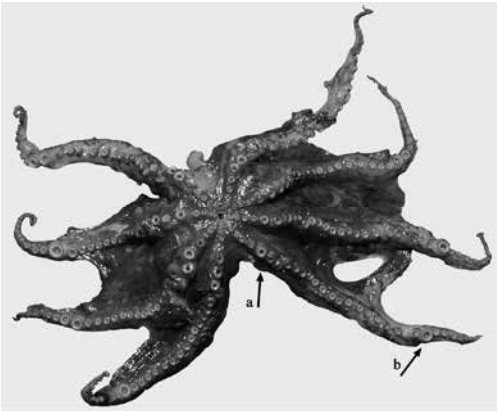


Fig. 1 - Corona brachiale di un maschio di *Opisthoteuthis calypso*. Le frecce indicano le ventose ingrandite prossimali (a) e distali (b).
Oral view of a male Opisthoteuthis calypso*: proximal (a) and distal (b) field of enlarged suckers.*

Tab. 1 - *Opisthoteuthis calypso*: parametri biometrici e meristici di due esemplari maschi (N1= 25 mm LM; 50 g PT; N2= 35 mm LM; 88 g PT) catturati nelle acque italiane.
Morphometric and meristic features of Opisthoteuthis calypso *specimens (N1=25 mm LM; 50 g PT; N2=35 mm LM; 88 g PT) caught in Italian seas.*

	N° totale ventose		Porzione prossimale ventose allargate		Porzione distale ventose allargate		Diametro ventosa più grande	
Braccia	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2
I sx	31 ni	46 qi	6°-10°	6°-10°	23°-24°-25°	24°-25°	24° = 4.38 mm	25° = 4.49 mm
II sx	41 ni	47 qi	6°-10°	6°-10°	23°-24°-25°	24°-25°	24° = 4.25 mm	24° = 4.25 mm
III sx	43 ni	45 qi	6°-10°	6°-10°	23°-24°	25°-26°	23° = 3.94 mm	26° = 4.87 mm
IV sx	46 ni	49 i	6°-10°	6°-10°	21°-22°	25°-26°	22° = 4.42 mm	26° = 4.95 mm
I dx	40 qi	46 qi	6°-10°	5°- 7°	25°-26°	24°-25°	26° = 4.60 mm	24° = 3.88 mm
II dx	49 i	29 ni	6°-10°	6°-10°	24°-25°	25°-26°	24° = 3.91 mm	26° = 4.72 mm
III dx	44 ni	49 i	6°-10°	6°-10°	22°-23°-24°	24°-25°	23° = 4.40 mm	25° = 4.78 mm
IV dx	35 ni	44 qi	6°-10°	6°-10°	22°-23°	22°-23°	22° = 3.97 mm	23° = 4.32 mm
Braccia integre (**i**); quasi integre (**qi**); non integre (**ni**).								

L'individuo di 25 mm di LM è risultato di taglia inferiore al maschio maturo più piccolo (27,4 mm) riportato in letteratura (Villanueva *et al*., 2002).

In entrambi (N1, N2; Tab. 1), le braccia integre presentano complessivamente 49 ventose, l'ingrandimento delle ventose della porzione prossimale, fatta eccezione per il I braccio dx del N2, interessa sempre il gruppo delle ventose 6°-10° e il diametro in assoluto più grande è relativo alla ventosa 26. Tra i due individui differisce invece il numero delle ventose ingrandite della parte distale.

Conclusioni

Il reperimento dei due individui di *O. calypso* descritti in questo lavoro conferma la presenza della specie nelle acque italiane ed i relativi dati si aggiungono alle poche informazioni esistenti sulla morfologia e biologia della specie.

Queste catture inoltre, unitamente ai precedenti rinvenimenti (Capua, 2004; Orsi Relini *et al*., 2001) ed alle descrizioni di "polpi con le orecchie" riportate da alcuni pescatori siciliani (Jereb e Ragonese, 1994), fanno supporre che *O. calypso* in Mediterraneo possa essere più frequente di quanto non dimostrino le segnalazioni scientifiche finora fatte e che la rarità di cattura possa dipendere dal fatto che le profondità in cui vive la specie sono al momento ancora poco sondate.

Bibliografia

BELLO G. (2004) – Aggiornamento della "Checklist delle specie della fauna italiana: Cephalopoda". *Boll. Malacol.*, **40**: 45-47.

CAPUA D. (2004) – *I cefalopodi delle coste e dell'Arcipelago Toscano. Sistematica, Anatomia, Fisiologia e Sfruttamento delle specie presenti nel Mediterraneo*. Evolver: 368 pp.

JEREB P., RAGONESE S. (1994) – The Mediterranean teuthofauna: towards a biogeographical coverage by regional census. II: Strait of Sicily. *Boll. Malacol.*, **30**: 161-172.

ORSI RELINI L., MANNINI A., ROSSI M., FIORENTINO F. (2001) – Un cefalopode nuovo nella fauna italiana: *Opisthoteuthis agassizii* Verril, 1883 (Octopoda, Cirrata, Opisthoteuthidae). *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 749-752.

ROPER C.F.E., SWEENEY M.J., NAUEN C.E. (1984) - FAO species catalogue. Vol. 3. Cephalopoda of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries. *FAO Fish. Synop*., **125** (3): 277 pp.

TOLL R.B. (1988) – The use of arm sucker count in octopodid systematics (Cephalopoda: Octopoda). *Amer. Malac. Bull*., **6**: 207-211.

VILLANUEVA R. (1992) – Deep-sea cephalopods of the north-western Mediterrranean: indications of up-slope ontogenetic migration in two bathybenthic species. *J. Zool*., **227**: 267-276.

VILLANUEVA R., COLLINS M.A., SANCHEZ P., VOSS N.A. (2002) – Systematics, distribution and biology of the cirrate octopods of the genus Opisthoteuthis (Mollusca, Cephalopoda) in the Atlantic Ocean, with description of two new species. *Bull. Mar. Sci*., **7**: 933-985.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 854-856

R.S. Ferrari, J. De Moreira[1], C. Lefrançois[2], P. Domenici[3]

IMC - International Marine Centre, Loc. Sa Mardini - 09170 Torregrande (OR), Italia.
s.ferrari@imc-it.org
[1]CIIMAR, Portogallo.
[2]University of La Rochelle, Francia.
[3]CNR-IAMC, Italia.

EFFETTO DELL'IPOSSIA PROGRESSIVA SULL'ATTIVITÀ SPONTANEA DI *LIZA AURATA* (RISSO, 1810): VANTAGGI DELLO STARE IN GRUPPO

THE EFFECT OF PROGRESSIVE HYPOXIA ON THE SPONTANEUS ACTIVITY OF LIZA AURATA *(RISSO, 1810): THE ADVANTAGE OF BEING IN A GROUP*

Abstract

The objective of the present study is to test the effect of hypoxia on spontaneous swimming activity of Liza aurata *(Risso, 1810) (Osteichthyes) and the possibility that presence of conspecific modulates this effect. We exposed both solitary and grouped fish to progressive hypoxia and we observed the spontaneous swimming activity, the positioning the water column and the aquatic surface respiration. Furthermore, we considered the ventilation frequency to test the hypothesis that the stress provoked by hypoxia is reduced in grouped fish.*

Key-words: *hypoxia, swimming, schooling behaviour, golden mullet,* Liza aurata.

Introduzione

L'effetto della carenza di ossigeno sulla performance e sull'attività spontanea di varie specie di pesci è stato oggetto di molti studi. I risultati precedentemente ottenuti hanno dimostrato che l'ipossia può stimolare o inibire l'attività di nuoto dei pesci e che tale risposta dipende dalle specie oggetto di studio (Bushnell *et al*., 1984; Schurmann e Steffensen, 1994; Domenici *et al*., 2000, 2002). L'obiettivo del presente studio è di testare l'effetto dell'ipossia sul comportamento di *Liza aurata*, una specie tipica delle lagune del Mediterraneo, ambienti che ciclicamente attraversano periodi di ipossia. In queste condizioni, tale specie si porta in superficie dove nuota con la bocca aperta, ventilando attivamente. Tale comportamento può essere spiegato come un adattamento dovuto all'esposizione frequente a condizioni di ipossia e viene indicato con il termine di Aquatic Surface Respiration (ASR). Per valutare se un eventuale effetto dettato dalla diminuzione dell'ossigeno disciolto può essere modulato dall'aspetto aggregativo, abbiamo esposto ad una progressiva ipossia muggini singoli ed in gruppo e abbiamo misurato la loro attività spontanea in termini di (1) velocità di nuoto, (2) posizione nella colonna d'acqua, (3) tempo speso in percentuale nella respirazione acquatica in superficie (ASR) e (4) frequenza di ventilazione a bassi livelli di ossigeno disciolto, come indicatore dello stress provocato dall'ipossia.

Materiali e metodi

Sono stati testati 35 pesci in tutto (22.4±0.3 cm, 85.8±3.7 g; media ± standard

error), 11 solitari e 24 in gruppi di 3. Ogni pesce è stato marcato sul centro di massa (CM), durante l'operazione (circa 2 minuti) le branchie sono state irrorate con acqua contenente anestetico (80 mg l^{-1} di MS222). Tutti gli esperimenti sono stati condotti di mattina a temperatura e salinità costanti (21±0.5 °C e 28±0.5‰, rispettivamente). Nel set-up sperimentale l'acqua è stata pompata dalla vasca a una colonna di equilibrio dei gas, dove è stata insufflata aria per mantenere la normossia e azoto per indurre l'ipossia. La saturazione di ossigeno ha raggiunto il 10% in circa 80 minuti (83±1.5 min.), i dati sono stati registrati ogni 30 s con un ossimetro (DataSonde 4, Hydrolab) collegato ad un computer, tutti i pesci sono sopravvissuti. I parametri sono stati misurati analizzando 1 minuto di sequenze video corrispondenti ad intervalli del 5% di variazione della saturazione di ossigeno e sono: *Attività di nuoto*. La velocità (cm s^{-1}) è stata calcolata sulla base della distanza cumulative percorsa dal pesce in un minuto ed espressa in Body lengths s^{-1} (BL s^{-1}).

Indice di profondità (D_I). È stato calcolato usando la proporzione del tempo speso a differenti livelli nella colonna d'acqua. Sono state considerate tre posizioni, definite dai seguenti coefficienti di profondità: (0) fondo, (1) colonna d'acqua, (2) superficie. La percentuale del tempo spesa ad ogni posizione è stata pesata secondo i diversi coefficienti. Quindi, i risultati vicino allo 0 indicano che il pesce ha speso molto tempo sul fondo e viceversa risultati vicino al 2 indicano che il pesce ha speso molto tempo in prossimità della superficie.

Respirazione acquatica superficiale (ASR). È stata calcolata come percentuale del tempo speso a boccheggiare in superficie.

Frequenza di ventilazione. È stata calcolata contando il numero di aperture opercolari al minuto. L'effetto dell'ossigeno sull'attività di nuoto, sull'ASR e sul D_I sono stati analizzati utilizzando la repeated-measures ANOVA, considerando l'ossigeno come "within factor". Laddove l'effetto ossigeno è risultato significativo si è proceduto con un Dunnett test per confrontare i valori tra le diverse classi di saturazione di ossigeno e il valore di controllo (normoxia). L'effetto dell'ossigeno sulla frequenza di ventilazione è stato analizzato usando regressioni lineari per gli individui e i gruppi di pesci. Tali risultati sono stati quindi comparati per valutarne le eventuali differenze tra pesci in gruppo e solitari.

Risultati e conclusioni

I risultati ottenuti da questo studio indicano che *Liza aurata* in condizioni di ipossia aumenta la sua attività di nuoto, la respirazione acquatica superficiale e la frequenza di ventilazione. I dati suggeriscono l'esistenza di un "effetto gruppo" che ridurrebbe lo stress provocato dall'ipossia progressiva, evidenziato da una più bassa frequenza di ventilazione negli individui testati in gruppo rispetto agli individui testati singolarmente.

Gli individui in gruppo, rispetto ai solitari, hanno mostrato un'attività più elevata legata alla velocità di nuoto (Fig. 1), alla respirazione acquatica superficiale e all'indice di profondità. Inoltre, gli individui in gruppo hanno mostrato più bassa frequenza di ventilazione, suggerendo l'esistenza di un effetto calmante nel gruppo che ridurrebbe lo stress provocato dall'ipossia progressiva. Nonostante la frequenza di ventilazione più bassa, gli individui in gruppo salgono in superficie ad un livello di ossigeno più alto (15% rispetto a 10% per gli individui solitari, Fig. 2). Ciò potrebbe essere spiegato dal rischio di stare in superficie (legato alla

predazione da parte di uccelli), che potrebbe essere più alto negli individui solitari, dati i vantaggi anti-predatori degli individui in gruppo.

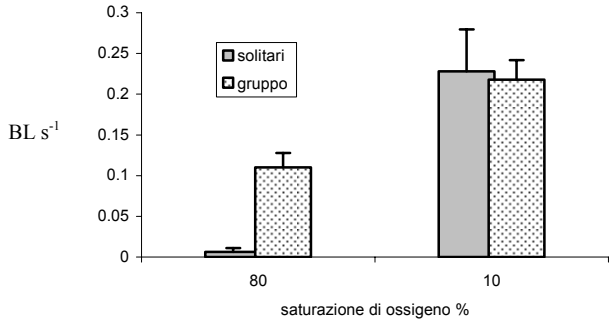


Fig. 1 - Attività di nuoto di *Liza aurata* a 80 e 10% di saturazione di ossigeno.
Swimming activity in Liza aurata *at 80 and 10% of oxygen saturation.*

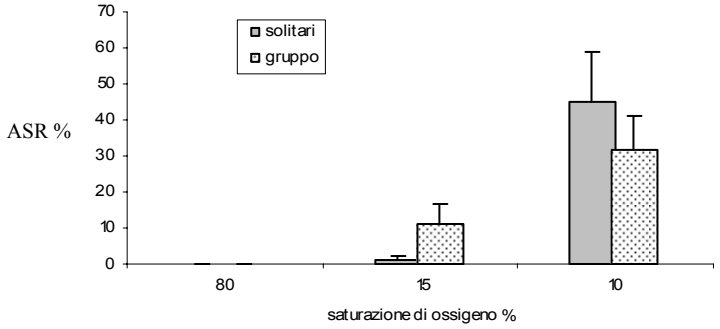


Fig. 2 - Respirazione acquatica superficile di *Liza aurata* a 80, 15 e 10% di saturazione di ossigeno.
Aquatic surface respiration in Liza aurata *at 80, 15 and 10% of oxygen saturation.*

Bibliografia

BUSHNELL P.G., STEFFENSEN J.F., JOHANSEN K. (1984) - Oxygen consumption and swimming performance in hypoxia-acclimated trout *Salmo gairdneri*. *J. Exp. Biol.,* **113**: 225–235.

DOMENICI P., FERRARI R.S., STEFFENSEN J.F., BATTY R. (2002) - The effect of progressive hypoxia on school structure and dynamics in Atlantic herring. *Proc. R. Soc. B.,* **269**: 2103-2111.

DOMENICI P., STEFFENSEN J.F., BATTY R.S. (2000) - The effect of progressive hypoxia on swimming activity and schooling in Atlantic herring. *J. Exp. Biol.,* **57**: 1526-1538.

SCHURMANN H., STEFFENSEN J.F. (1994) - Spontaneous swimming activity of Atlantic cod *Gadus morhua* exposed to graded hypoxia at three temperatures. *J. Exp. Biol.*, **197**: 129-142.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 857-860

F. Fiori, R. Gramolini, M. Maffei, D. Matarazzo, G. Prioli

M.A.R.E. soc. coop. a r.l., Via E. Toti, 2 – 47841 Cattolica (RN), Italia.
ffiori@coopmare.com

LA PESCA ARTIGIANALE IN EMILIA-ROMAGNA: INFORMAZIONI PRELIMINARI

SMALL-SCALE FISHERY IN EMILIA-ROMAGNA: PRELIMINARY INFORMATION

Abstract

*The aim of this research project is to give an up-to-date summary of the total number of fishing vessels which use "passive geas" as well as of the fishing effort due to those vessels activities. The data gathered show that the artisanal fishing vessels are 264 in all, 99 of them carrying on the activity all round the year. Three types of fishing gear are mainly used, each of them related to one or more target species: pot (*Nassarius mutabilis - *Gastropoda, Nassariidae), fyke net (*Sepia officinalis - *Cephalopoda, Sepioidea), gillnet (*Solea vulgaris - *Osteichthyes, Soleidae,* Squilla mantis - *Stomatopoda, Squillidae, etc.). The CPUE values obtained for the Solea vulgaris are closed to the published ones referred to the neighbouring southern region.*

Key-words: *artisanal fishing, fishing effort, Adriatic Sea.*

Introduzione

La presente ricerca sulla pesca artigianale con attrezzi da posta in Emilia-Romagna (130 Km - Adriatico settentrionale - FAO Units n.17), commissionata da Lega Pesca nell'ambito degli Accordi di Programma con il contributo del MiPAF, svolta dal novembre 2003 all'ottobre 2004, ha riguardato aspetti normativi, socio-economici e relativi allo sforzo di pesca; in questo lavoro ci si limita a proporre alcuni risultati ottenuti su quest'ultimo tema. La fascia costiera regionale, oltre a risentire della forte antropizzazione, è soggetta a diversi sistemi di pesca e maricoltura: mitilicoltura, draghe idrauliche, piccolo strascico (da novembre a giugno), pesca artigianale.

Materiali e metodi

Per verificare la consistenza della flotta che effettivamente opera con attrezzi da posta, è stata svolta un'indagine censuaria presso le cooperative di pesca, oltre a sopraluoghi direttamente nei porti regionali. Successivamente sono state coinvolte 19 imprese di pesca attive tutto l'anno, ognuna proprietaria di una imbarcazione. Per valutare lo sforzo i comandanti delle imbarcazioni, per altro tutti armatori, hanno redatto una scheda di rilevamento mensile riportante per ogni giorno: attrezzi impiegati, numero di trappole o metri di rete in acqua, numero di trappole o metri di rete salpati, area di pesca, fascia di pesca (distanza dalla costa), specie bersaglio di interesse commerciale, quantità (kg). Le informazioni raccolte sono state archiviate in una banca dati interfacciata con il software GIS ESRI ArcView (Pierce *et al.*, 2001, Fiori *et al.*, 2002). I dati di cattura raccolti sono stati standardizzati a $km^{-1}giorno^{-1}$ di rete, ossia in CPUS: catture per unità di sforzo (Grati *et al.*, 2002). Per le trappole, in relazione alle specifiche caratte-

ristiche strutturali rilevate, 1 km di "attrezzo" corrisponde a n. 83,33 bertovelli e n. 100,00 cestini.

Risultati

Il censimento svolto ha permesso di valutare che a fronte delle quasi 800 licenze di pesca con attrezzi da posta (la maggior parte sono licenze che autorizzano o l'uso di diversi sistema di pesca o ad operare anche nella maricoltura), complessivamente erano 264 le imbarcazioni che la utilizzavano; di cui 99 operavano per tutto l'anno, 165 stagionalmente. In Tab. 1 è riportato un quadro sintetico della

Tab. 1 - Numero di imbarcazioni per classi di lunghezza.
Number of vessels for length classes.

lft (m)	annuali (n)	stagionali (n)
non determinato	3	2
< 6,00	7	66
6,00-7,99	46	61
8,00-9,99	27	21
10,00-11,99	12	5
>12,00	4	10
totale	**99**	**165**

lunghezza delle imbarcazioni utilizzate per la pesca con attrezzi da posta in Emilia-Romagna. Si precisa che gli scafi delle imbarcazioni che svolgono l'attività annualmente sono più moderni, tutti realizzati dopo il 1990, costruiti in vetroresina con carena planante. La maggior parte sono dotati di radar e scandaglio, un numero minore invece monta il GPS. Le attrezzature di bordo funzionali alla pesca, si differenziano a seconda delle attività svolte (verricelli idraulici, vibrovagli, ecc.).

Tab. 2 - Media e deviazioni standard di alcuni indicatori dello sforzo di pesca per barca, riferito a cestino, bertovello e rete d'imbrocco.
Mean and standard deviation of some fishing effort indicators for vessels referred to pot, fyke net, gillnet.

Attrezzo	lunghezza calo/giorno (m)		catture totali/giorno (kg)		giorni pesca/anno (n)	
	media	dev.st	media	dev.st	media	dev.st
Bertovello	6.364,4	4.731,3	49,3	43,7	40,4	12,4
Cestino	2.928,0	1.179,7	56,7	43,7	89,1	34,1
Imbrocco	1.936,2	913,0	38,0	29,6	67,4	40,4

Le 19 barche coinvolte nell'indagine hanno utilizzato cinque attrezzi da posta, raggruppabili in due categorie: trappole (nassa, bertovello e cestino) e reti (imbrocco e tramaglio). In Tab. 2 sono riportate le medie e le deviazioni standard di alcuni indicatori dello sforzo di pesca per barca con cestino, bertovello e imbrocco. Si

precisa che mentre la pesca con il bertovello è limitata al periodo marzo-luglio, quella con il cestino si svolge in ottobre-maggio, mentre quella con le reti d'imbrocco è praticata tutto l'anno, con un picco nel periodo estivo. Diciannove sono risultate le categorie di prodotti catturati, di cui tre le specie bersaglio principali: seppia (*Sepia officinalis)* con il bertovello, lumachino (*Nassarius mutabilis)* con il cestino, sogliola (*Solea vulgaris)* con rete d'imbrocco. Tra le diverse elaborazioni svolte con l'ausilio del GIS ci si limita qui a riportare alcuni valori medi stagionali di CPUS della sogliola pescata con rete d'imbrocco e la relativa carta della stagione estiva (Fig. 1). La sogliola ha mostrato un areale di distribuzione

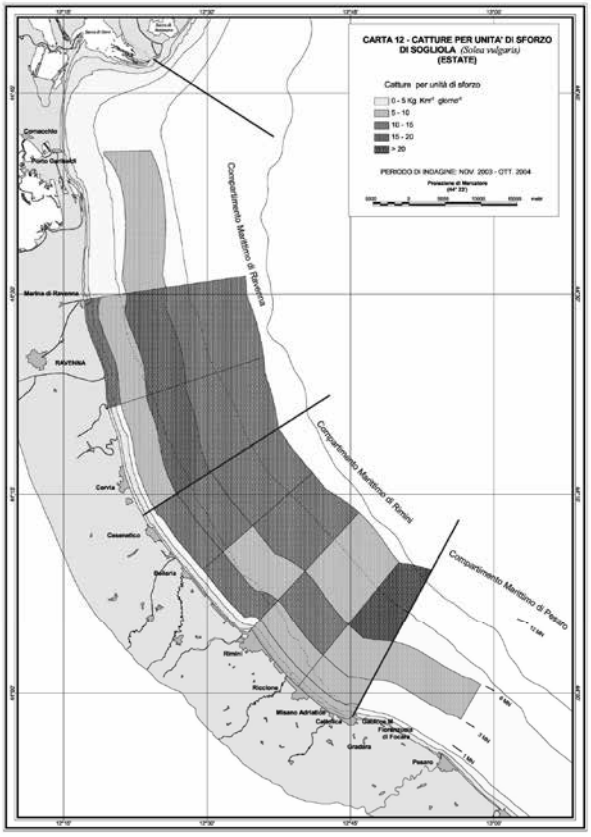


Fig. 1 - Distribuzione spaziale delle CPUS (kg km^{-1} giorno^{-1}) di *Solea vulgaris*, pescata con rete d'imbrocco - Estate 2004.
CPUE (kg km^{-1} day^{-1}) referred to Solea vulgaris*, fished with gillnet - Summer 2004.*

esteso ai due compartimenti, nella fascia compresa entro le 12 miglia nautiche dalla costa, con medie di CPUS variabili tra un minimo di 8,60 kg km^{-1} giorno^{-1}, in primavera a Ravenna, ed un massimo di 15,86 kg km^{-1} giorno^{-1}, in primavera a Rimini. Simili sono invece i valori ottenuti nelle stagioni estiva e autunnale nei due compartimenti (Tab. 3). Nel periodo invernale le barche coinvolte hanno pescato solo nel compartimento di Ravenna.

Conclusioni

La ricerca ha evidenziato che il numero delle barche realmente impiegate in questo sotto-settore è notevolmente ridotto rispetto al dato bibliografico disponi-

Tab. 3 - Media e deviazioni standard di CPUE (kg km^{-1} giorno^{-1}) per *Solea vulgaris* pescata con rete d'imbrocco.
Mean and standard deviation of CPUE (kg km^{-1} day^{-1}) referred to Solea vulgaris*, fished with gillnet.*

Compartimento	Stagione	Attrezzo	Specie	CPUS	
				media	dev.st
RA	INVERNO	Imbrocco	Sogliola	11,94	9,04
RA	PRIMAVERA	Imbrocco	Sogliola	8,60	5,91
RA	ESTATE	Imbrocco	Sogliola	12,49	4,64
RA	AUTUNNO	Imbrocco	Sogliola	10,19	4,98
RM	PRIMAVERA	Imbrocco	Sogliola	15,86	9,94
RM	ESTATE	Imbrocco	Sogliola	11,23	4,87
RM	AUTUNNO	Imbrocco	Sogliola	10,58	3,73

bile. Negli anni 2001-2003 il sistema "Piccola pesca" contava rispettivamente 467, 458 e 454 imbarcazioni (IREPA, 2003, IREPA, 2004). Questo minor numero di barche rilevato sembra legato in buona parte al fatto che nella marineria di Goro moltissime barche piccole, che hanno in licenza il sistema "Attrezzi da posta", non esercitano la pesca ma la venericoltura. Le CPUS di sogliola rilevate sono risultate comparabili con quelle riscontrate nel 2000 presso le marinerie della limitrofa regione Marche (Grati *et al*., 2002), dove le CPUS erano comprese tra 5,9 kg km^{-1} giorno^{-1} (autunno) e 11,5 kg km^{-1} giorno^{-1} (estate). Ampia rimane comunque la variabilità annuale nelle catture di sogliola nella fascia costiera, come dimostrano i dati di CPUS rilevati nel 1999 presso le stesse marinerie marchigiane, che oscillavano tra 10,3 kg km^{-1} giorno^{-1} (inverno) e 24,8 kg km^{-1} giorno^{-1} (autunno).

Le informazioni raccolte vanno considerate come un primo approfondimento, funzionale anche a sviluppare gli indispensabili piani di gestione delle risorse.

Bibliografia

FIORI F., PRIOLI G., GRAMOLINI R., MIETTI N., TONTINI N. (2002) - Il supporto tecnico scientifico alla gestione sperimentale della risorsa vongole (*Chamelea gallina*) nel compartimento di Chioggia, 1997-2000. *Biol. Mar. Medit*., **9** (1): 138-144.

GRATI F., FABI G., LUCCHETTI A., CONSOLI P. (2002) - Analisi delle catture di *Solea vulgaris* Quensel, 1806 effettuate con reti ad imbrocco in Adriatico settentrionale. *Biol. Mar. Medit*., **9** (1): 154-160.

IREPA (2003) - *Osservatorio economico sulle strutture produttive della pesca marittima in Italia 2001-2002*. Franco Angeli Ed., Milano.

IREPA (2004) - *Osservatorio economico sulle strutture produttive della pesca marittima in Italia 2003*. Franco Angeli Ed., Milano.

PIERCE G.J., WANG J., ZHENG X., BELLIDO J.M., BOYLE P.R., DENIS V., ROBIN J. (2001) - A chephalopod fishery GIS for the Northeast Atlantic: development and application. *Int. J. Geographical Information Science*, **15** (8): 763-784.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 861-865

M.C. Follesa, A. Pais*, A. Cau

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
follesac@unica.it
*Sez. di Acquacoltura ed Ecologia Marina, Dip. di Scienze Zootecniche,
Univ. di Sassari, Italia.

RECENT RECORDS OF *SCHEDOPHILUS OVALIS* (OSTEICHTHYES, CENTROLOPHIDAE) FROM SARDINIAN WATERS (CENTRAL-WESTERN MEDITERRANEAN)

RECENTI RINVENIMENTI DI SCHEDOPHILUS OVALIS *(OSTEICHTHYES, CENTROLOPHIDAE) NELLE ACQUE SARDE (MEDITERRANEO CENTRO-OCCIDENTALE)*

Abstract

The first occurrences of several young and adult specimens of Schedophilus ovalis *(Cuvier, 1833), found at different depths along the coasts of Sardinia (Italy), were documented. Morphological and meristic characters of some mature and immature specimens were reported. The presence of this species in Sardinian waters confirms that its geographical distribution is progressively and continuously expanding within the Mediterranean Basin.*

Key-words: *Centrolophidae,* Schedophilus ovalis*, new records, Sardinia, Mediterranean Sea.*

Introduction

The imperial blackfish, *Schedophilus ovalis* (Cuvier, 1833) (Perciformes, Centrolophidae), is widely distributed from the Eastern Atlantic to Spain, the Azores, Madeira, the Canaries and southward to South Africa (Haedrick, 1986, 1990; Brito, 1991; Quéro *et al*., 2000). It is also present in the western Mediterranean (De Buen, 1935; Stefanescu & Massutí, 1992; Massutí & Reñones, 1994; Deudero *et al*., 1999). In the past few years its occurrence has occasionally been reported more eastward: in French waters off the coasts of Cannes (Francour & Javel, 2003) and Corsica (Miniconi, 1989); off the Ligurian coast (Italy, Orsi-Relini *et al*., 1990; Relini *et al*., 1994; Relini, 1995). Recently it was recorded also in Croatia (Adriatic Sea, Dulcic & Grbec, 2000). The young of this species tend to remain near the surface, under floating vessels, buoys or FADs (Relini *et al*., 1994; Deudero *et al*., 1999; Deudero, 2001), while the adults inhabit deeper waters (Haedrick, 1986, 1990). Although it seems that in the Atlantic Ocean the spawning activity of *S. ovalis* occurs from June to November (Froese & Pauly, 2006), many aspects of its biology are as yet unknown.

In the present paper we report the first findings of several young and adult specimens of this species in the seas around Sardinia (central-western Mediterranean).

Materials and methods

Data on 26 specimens of *S. ovalis*, directly observed or caught with different fishing gears in Sardinian waters between 2000 and 2004, were reported. Direct obser-

vations were made at Tavolara-Punta Coda Cavallo Marine Protected Area during underwater sampling activities. Information on occasional catches were instead gathered from recreational fishermen (mainly offshore anglers) operating in NW Sardinia, as well as from the fish-market of Cagliari (South Sardinia). In addition, specimens were collected during experimental trawl-surveys carried out in the SW Sardinian coast. For these latter, total length (TL), total weight (TW) and the main morphological and meristic characters were recorded. Sex was identified and gonad maturation was assigned according to the 8 stage scale of Holden & Raitt (1974).

Results

In May 2003, 9 young individuals (approximately 40 cm in length and 1000 g in weight) of this species were observed underwater beneath the marker buoys of the Tavolara-Punta Coda Cavallo Marine Protected Area (NE Sardinia; Fig. 1 A). In October of the same year an adult male specimen (TL=72.5 cm and TW=5250 g) was caught at a depth of about 1000 m during trawling in the Sardinian Channel (southern Sardinia; Fig. 1 B). This male specimen was in mature reproductive stage (stage 6). Four additional documented captures of *S. ovalis* by recreational fishermen are worthy of note. Two specimens, weighing approximately 5.5 kg each, were caught in July 2000 off Punta Scorno (NW Sardinia; Fig. 1

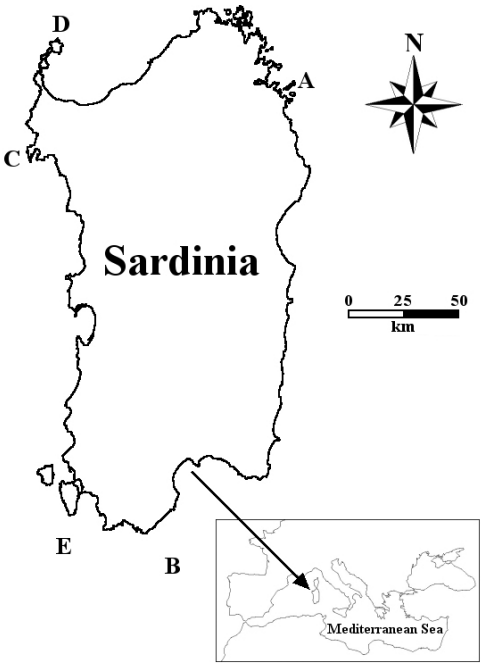


Fig. 1 - Map of the reported findings of *Schedophilus ovalis* along the coasts of Sardinia (A=Tavolara-Punta Coda Cavallo Marine Protected Area; B=Sardinian Channel; C=Capo Caccia; D=Punta Scorno; E=S. Antioco Island).

Mappa dei rinvenimenti di Schedophilus ovalis *lungo le coste della Sardegna (A=Area Marina Protetta Tavolara-Punta Coda Cavallo; B=Canale di Sardegna; C=Capo Caccia; D=Punta Scorno; E=Isola di S. Antioco).*

D) and a third (a female of about 8 kg, TL=77 cm) at the same location in June 2004. The catches were made at a depth of between 350 and 500 m. The last one, weighing approximately 5 kg, was caught off Capo Caccia (NW Sardinia; Fig. 1 C) in August 2003 at a depth of 450 m. Further specimens of this species were occasionally found in the fish-market of Cagliari. In Spring 2004, in particular, we found there 10 specimens between 42 and 71 cm in length, weighing between 1020 and 4050 g. In the same period, 2 immature (stage 1) specimens (TL=49.5 and 44.3 cm, WT=1500 and 1000 g, respectively) were caught at an average depth of 350 m during experimental trawling hauls near S. Antioco Island (Fig. 1 E).

Morphological and meristic data of the mature male caught in the Sardinian Channel (B) and of the two immature individuals collected near S. Antioco (E_1, E_2) are reported in Tab. 1.

Tab. 1 - Morphological and meristic data of the 3 specimens of *Schedophilus ovalis* caught by trawl (B=Sardinian Channel; E1, E2=S. Antioco Island).
Dati morfologici e meristici dei 3 esemplari di Schedophilus ovalis *pescati a strascico (B=Canale di Sardegna; E_1, E_2=Isola di S. Antioco).*

Morphological data	**B**	**E_1**	**E_2**
Total length (mm)	725	495	443
Standard length (mm)	577	395	353
Fork length (mm)	632	445	396
Anal length (mm)	323	196	172
Predorsal length (mm)	162	84.4	72.5
Head length (mm)	180	115.7	104.3
Horizontal eye diameter (mm)	45	28.5	27.3
Preorbital space (mm)	45	27.2	24.6
Body height (mm)	240	144.8	121.5
Dorsal fin base length (mm)	347	235	212
Pectoral fin base length (mm)	113	97.6	89.9
Anal fin base length (mm)	165	126	111.1
Ventral fin base length (mm)	175	104	98
Total weight (g)	5250	1500	1000
Meristic data			
Dorsal fin rays	VII+29	VII+29	VII+29
Ventral fin rays	6	5	5
Pectoral fin rays	21	21	21
Anal fin rays	III+20	III+20	III+20

Conclusions

These first new records of *S. ovalis* in Sardinian seas validate the thesis of its vertical age distribution (i.e. young specimens near the surface, adults in deep waters). Many recent observations of this species showed its progressive and continuous occurrences (both of adult and young specimens) within the Mediterranean Basin. This could be probably due to the to expanding of underwater visual techniques which allow to observe a greater amount of juveniles in the last years (Francour & Javel, 2003), but it could be also linked to over-exploitation of the resources and the environmental decay in the investigated area (Andaloro & Rinaldi, 1998). Moreover, it has been found that, where the competition is low, the species seems rapidly colonising. Lastly, the finding of a mature specimen allows us to confirm the month of October within the reproductive period of this species, as reported by Froese & Pauly (2006).

Acknowledgements

Many thanks are due to Richard L. Haedrich (Memorial University of Newfoundland, Canada) for his helpful suggestions. Authors are also grateful to Pasqualino Federici, Mario Forbice and Luca De Giorgi for providing information on the specimens caught in NW Sardinia.

References

ANDALORO F., RINALDI A. (1998) - Fish biodiversity change in Mediterranean Sea as tropicalisation phenomenon indicator. In: Enne, G., D'Angelo, M., Zanolla, C. (eds), *Indicators for Assessing Desertification in the Mediterranean.* Proceedings of the International Seminar held in Porto Torres, Italy. A.N.P.A. (in cooperation with Osservatorio Nazionale sulla Desertificazione), Rome: 201-206.

BRITO A. (1991) - *Catalogo de los pesces de las Islas Canarias*. La Laguna, Francisco Lemus: 230 pp.

DE BUEN F. (1935) - Fauna ictiológica. Catálogo de los peces ibéricos de la planicie continental, aguas dulces, pelágicos y de los abismos próximos. Segunda parte. *Notas Resum. Inst. Esp. Oceanogr.* ser. II, **89**: 91-143.

DEUDERO S. (2001) - Interspecific trophic relationships among pelagic fish species underneath FADs. *J. Fish Biol.*, **58** (1): 53-67.

DEUDERO S., MERELLA P., MORALES-NIN B., MASSUTÍ E., ALEMANY F. (1999) - Fish communities associated with FADs. *Sci. Mar.*, **63** (3-4): 199-207.

DULCIC J., GRBEC B. (2000) - Climate change and Adriatic ichthyofauna. *Fish. Oceanogr.*, **9** (2): 187-191.

FRANCOUR P., JAVEL F. (2003) - Recent occurrences of *Schedophilus ovalis* (Centrolophidae) along French Mediterranean coasts. *Cybium*, **27** (1): 57-58.

FROESE R., PAULY D. (eds) (2006) - FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org

HAEDRICH R.L. (1986) - Centrolophidae. In: Whitehead P.J.P., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J., Tortonese E. (eds), *Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Paris: 1177-1182.

HAEDRICH R.L. (1990) - Centrolophidae. In: Quéro J.C. Hureau J.C., Karrer C., Post A., Saldanha L. (eds), *Check-list of the Fishes of the Eastern tropical Atlantic*. UNESCO, Paris: 1011-1013.

HOLDEN M.J., RAITT D.F.S. (1974) - Manual of fisheries science. Part 2 - Methods of resource investigation and their application. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **115**: 214 pp.

MASSUTÍ E., RENONES O. (1994) - Observaciones sobre la communidad de peces pelagicos asociados a objetos flotantes en aguas oceanicas de Mallorca. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, **10**: 81-93.

MINICONI R. (1989) - *Les poissons et la pêche en Corse*. Thèse Université Aix Marseille II: 504 pp.

ORSI-RELINI L., FIDA B., RELINI M. (1990) - Notes about *Schedophilus ovalis* (Osteichthyes, Centrolophidae) in the Ligurian Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, **33**: 272.

QUÉRO J.C., DU BUIT M.H., LABORDE J.L., VAYNE J.J. (2000) - Observation ichthyologiques effectuées en 1999. *Ann. Soc. Sci. nat. Charente-Marit.*, **8**: 1039-1045.

RELINI G. (1995) - La fauna ittica batiale del Mediterraneo con particolare riferimento ai campionamenti dello strascico. *Biol. Mar. Medit.*, **2**: 177-183.

RELINI M., ORSI RELINI L., RELINI G. (1994) - An offshore buoy as a FAD in the Mediterranean. *Bull. Mar. Sci.*, **55** (2-3): 1099-1105.

STEFANESCU C., MASSUTÍ E. (1992) - Segunda cita de *Schedophilus ovalis* (Cuvier & Valenciennes, 1833) (Osteichthyes, Centrolophidae) para el Mar Catalan: (Mediterraneo NO). *Misc. Zool.*, **16**: 240-242.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 866-868

A. Franco, F. Riccato, S. Malavasi, P. Franzoi, P. Torricelli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia,
Campo della Celestia, Castello 2737/b - 30122 Venezia, Italia.
afranco@unive.it

FOOD RESOURCE UTILIZATION BY GOBIES (PISCES, TELEOSTEI) IN THE SHALLOWS OF THE VENICE LAGOON

UTILIZZO DELLE RISORSE TROFICHE NEI GOBIDI (PISCES, TELEOSTEI) DEI BASSI FONDALI DELLA LAGUNA DI VENEZIA

Abstract

The diet of six goby species (Pisces, Teleostei) in the shallows of the Venice Lagoon was investigated through stomach content analysis and the results were compared among species. Amphipods dominated the diet of all the six species. A significant interspecific variation in the dietary composition was detected only between the grass goby and the black goby, the two larger-sized species, feeding on prey of different size and mobility, whereas no differences were detected among the smaller-sized species.

Key-words: *diet, Gobiidae, Venice Lagoon.*

Introduction

The family Gobiidae is present in the shallows of the Venice Lagoon as both relatively small-sized species, *Pomatoschistus marmoratus* (Risso 1810), *P. canestrinii* (Ninni 1883), *P. minutus* (Pallas 1770) and *Knipowitschia panizzae* (Verga 1814), and larger sized species, *Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas 1814) and *Gobius niger* Linnaeus 1758. This work aims to study the diet composition of these species and to highlight possible interspecific differences in the Venice Lagoon.

Materials and methods

Samples were collected in the shallow waters of the Venice Lagoon, in two main types of subtidal habitat: vegetated (seagrass) and unvegetated. Sampling was carried out seasonally, in Spring, Summer, and Autumn of 2002, by means of a small (10 m long), fine-mesh (2 mm from knot to knot) beach seine. Fish were distinguished by species, sampling habitat and season in 38 samples of 5 individuals each. On the whole, the stomach contents of 190 specimens (20 *K. panizzae*, 15 *P. canestrinii*, 30 *P. marmoratus*, 15 *P. minutus*, 35 *G. niger*, 75 *Z. ophiocephalus*) were examined under a stereoscope. Food items were identified to the lowest possible taxon. The Index of Relative Importance in percentage (IRI%) was calculated for each food item in each sample according to Hyslop (1980), and these data were analysed through multivariate analyses (MDS, one-way ANOSIM, SIMPER; PRIMER 5 package, Clarke & Warwick, 1994).

Results

On the whole, 40 prey items were identified in the stomach contents of the investigated goby species (Tab. 1). Amphipods dominated the diet of all the six species, although with some interspecific differences: the genus *Corophium* was

particularly important in the diet of the smaller-sized gobies, whereas *G. niger* and *Z. ophiocephalus* fed mostly on other genera (*Caprella*, *Ericthonius*, *Dexamine*). ANOSIM highlighted a significant difference in the dietary composition among species ($R=0.431$, $p<0.05$). However, the species showed different habitat preferences and seasonal cycles, such that the observed difference in dietary composition could be due more to differences in prey availability in the different habitats and/or seasons than to different specific food preferences. Larger-sized gobies were sampled mostly in vegetated habitats during Spring and Summer, whereas smaller-sized goby samples came mostly from unvegetated areas taken during Summer and Autumn. Hence, in order to exclude the influence of habitat and season on the interspecific differences in diet composition, the two groups (larger-sized species from vegetated habitats in Spring-Summer, and smaller-sized species from unvegetated habitats in Summer-Autumn) were analysed separately. No significant differences were detected among the smaller-sized species (ANOSIM: $R=0.299$, $p>0.05$). On the contrary, a significant variation in the dietary composition was highlighted between the grass goby (*Z. ophiocephalus*) and the black goby (*G. niger*), due to the different size and mobility of their dominant prey (Fig. 1). As a matter of fact, the diet of the grass goby was characterized by prey of larger size and higher mobility than those found in the stomach of the black goby. However, these differences were significant only in Summer (ANOSIM: $R=0.731$, $p<0.05$), when fish of the genus *Pomatoschistus*, decapods of the genus *Palaemon*, Harpacticoida and Cumacea differentiated the diet of the grass goby from that of the black goby. The latter, in turn, was characterized by the abundance of Polychaeta, the amphipods *Dexamine* and *Ericthonius*, eggs of invertebrates, Ostracoda and Isopoda (Fig. 1b).

Tab. 1 - List of *Phyla* and dietary categories found in the stomachs of the six goby species.
Elenco dei Phyla *e delle categorie trofiche rinvenuti negli stomaci delle sei specie di gobidi studiate.*

Phylum	Item	*Phylum*	Item	*Phylum*	Item
Sarcomastigophora	Foraminiferida	**Arthropoda**	*Dexamine*		Harpacticoida n.i.
Anellida	Nereididae		*Ampithoe*		Crustacea n.i.
	Spionidae		*Stenothoe*	**Mollusca**	Bivalvia
	Polychaeta n.i.		*Ericthonius*		*Sepiola*
Arthropoda	Pycnogonida		Gammaridea n.i.		Prosobranchia
	Chironomidae		Amphipoda n.i.		Nudibranchia
	Crangon		*Mysida*	**Chordata**	*Atherina*
	Hippolyte		*Sphaeroma*		*Gobius*
	Palaemon		*Munna*		*Pomatoschistus*
	Upogebia		Isopoda n.i.		*Syngnathus*
	Carcinus		Cumacea		Teleostei n.i.
	Anomura		Ostracoda		Eggs (of invertebrates)
	Caprellidae		*Tisbe*		
	Corophium		*Canuella*		

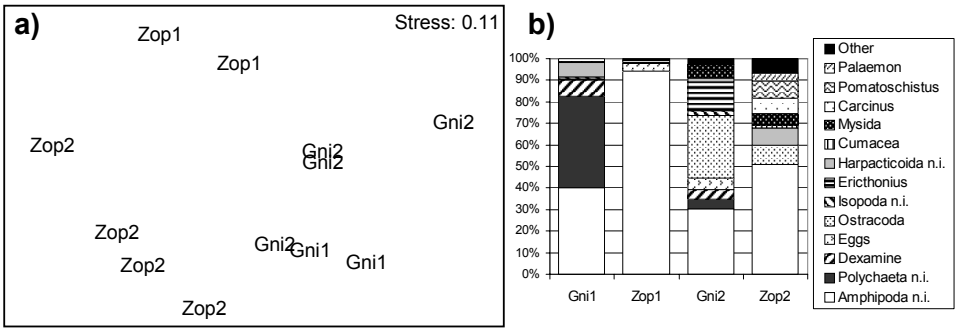


Fig. 1 - a) MDS ordination of the larger-sized goby samples, categorized by species (Zop=*Z. ophiocephalus*; Gni=*G. niger*) and sampling season (1=Spring; 2=Summer); b) Percentage contributions by IRI of different dietary items to the diets of the four groups.
*a) MDS dei campioni di grandi gobidi categorizzati per specie (Zop=*Z. ophiocephalus*; Gni=*G. niger*) e stagione di campionamento (1=Primavera; 2=Estate); b) Contributo in IRI percentuale delle diverse categorie trofiche alla dieta dei quattro gruppi.*

Conclusions

The results of the present work highlight that the family Gobiidae in the Venice Lagoon belongs to the same trophic group, with species sharing the same set of food resources. In fact, all the six species investigated are carnivorous-benthic feeders, with Amphipods dominating the diet. However, some differences have been evidenced, in particular between the two larger-sized species, with larger and more mobile prey fed by the grass goby, suggesting different feeding behaviours. This trophic partitioning is likely to be one of those mechanisms which may favour the coexistence between these two species in the seagrass habitat (Franco, 2004), as already observed by De Casabianca & Kiener (1969) in Corsican lagoons.

References

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) – Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, U.K.: 144 pp.

DE CASABIANCA M.-L., KIENER A. (1969) - Niches écologiques des Gobius des étangs saumatres Corses. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **17**: 665-668.

FRANCO A. (2004) - *La comunità ittica della laguna di Venezia: struttura e dinamiche spazio-temporali.* PhD thesis, Department of Environmental Sciences, University of Venezia: 107 pp.

HYSLOP E.J. (1980) - Stomach contents analysis-a review of methods and their application. *J. Fish Biol.*, **17**: 411-429.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 869-871

V. Gancitano, P. Rizzo, S. Gancitano, G.B. Giusto, S. Cusumano, F. Fiorentino

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) - Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (IAMC), Sede di Mazara del Vallo, Via L. Vaccara, 61 – 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.
vitagan@libero.it

CRESCITA, LONGEVITÀ E MORTALITÀ NATURALE DELLA SOGLIOLA DAL PORRO (*SOLEA LASCARIS* RISSO, 1810; PISCES SOLEIDAE) NELLO STRETTO DI SICILIA: INFORMAZIONI PRELIMINARI

*GROWTH, LONGEVITY AND NATURAL MORTALITY OF SAND SOLE (*SOLEA LASCARIS *RISSO, 1810; PISCES SOLEIDAE) IN THE STRAIT OF SICILY: PRELIMINARY INFORMATION*

Abstract

*Growth, longevity and natural mortality of sand sole (*Solea lascaris *Risso, 1810) were estimated by reading of thin section otolith. Samples derive from commercial catch of trawling in the Strait of Sicily. Estimated age ranged 5 (one male and one female) and 12 years (one female). Growth pattern were described by the von Bertalanffy model (L_∞=39.34±7.144, k=0.175±0.117, t_0=0.402±2.149). Preliminary estimates of natural mortality according to empirical formulas ranged between 0.25 and 0.42.*

Key-words: Solea lascaris*, growth, longevity, natural mortality, Strait of Sicily.*

Introduzione

La sogliola dal porro, *Solea lascaris* (Risso, 1810) è una specie demersale presente nell'Atlantico orientale e nel Mediterraneo, sui fondi detritici e sabbiosi, principalmente tra 20-50 m di profondità (Ficher *et al*., 1987). La specie può raggiungere 40 cm di lunghezza totale (LT) ed è catturata prevalentemente con reti da posta ed a strascico. Dato che le notizie sulla sua biologia nel Mediterraneo sono frammentarie, questo lavoro vuole fornire informazioni preliminari sull'accrescimento, sulla longevità e sulla mortalità naturale di *Solea lascaris* nello Stretto di Sicilia.

Materiali e metodi

I campioni sono stati raccolti durante il campionamento biologico delle strascicanti di Mazara del Vallo, svolto nell'ambito del programma nazionale italiano di raccolta dei dati alieutici (Campbiol). Si tratta di 50 individui prelevati allo sbarco da una strascicante di Mazara del Vallo (Santa Rita da Cascia MV0939), che opera saltuariamente sui fondi detritici del banco Avventura a circa 25 miglia a S-E di Mazara, nel settembre 2002 (25 esemplari) e nel giugno 2003 (25 esemplari). Su ogni individuo è stato rilevato il sesso, la lunghezza totale ed il peso individuale (LT in cm, peso in grammi). Lo stadio di maturità è stato assegnato mediante la scala a 5 stadi di Holden e Raitt (1974). Sono state prelevate entrambe le sagittae per la stima dell'età mediante lettura in sezione sottile. Gli otoliti sono stati montati su resina Implex e tagliati frontalmente, attraverso il nucleo, mediante Isomet Low Speed Saw con lame a bassa velocità. Le sezioni (circa

0,5 mm di spessore) sono state poste in acqua e successivamente osservate sotto luce riflessa ad un ingrandimento di 12,5×. Le età sono state stimate contando il numero di bande ialine nella parte anteriore della sezione, non conteggiando i due anelli ialini in prossimità del nucleo, considerati anelli di transizione. Le letture sono state eseguite da due diversi lettori e le età accettate quando entrambi i lettori erano in accordo con l'interpretazione delle bande. L'andamento della crescita è stato descritto mediante il classico modello di von Bertalanffy (VBGF). I parametri sono stati stimati utilizzando la procedura di regressione non lineare contenuta nel pacchetto Fisat (Gayanilo Jr. *et al.*, 1996). Sulla base della stima dell'età massima, è stato possibile fornire una stima preliminare del tasso istantaneo di mortalità naturale (M) mediante la formula empirica $M=\nu/T_{max}$, proposta da Beverton (1992), in cui il valore del coefficiente ν suggerito per i pleuronectiformi è compreso tra 3 e 5.

Risultati

L'intervallo di lunghezza degli esemplari esaminati è compreso tra 19 e 34,5 cm LT. Le età stimate variano tra 5 e 12 anni, senza evidenti differenze tra maschi e femmine. Il pattern di crescita, è risultato descrivibile mediante il modello di von Bertalanffy (Fig. 1), i cui parametri (±errore standard) sono risultati pari a: $L_\infty=39.34\pm7.144$, $K=0.175\pm0.117$ e $t_0=0.402\pm2.149$. Il *growth performance index,* calcolato mediante l'equazione $Ø=\log_{10}(K)+2\log_{10}(L_\infty)$, è risultato pari a 2.433±0.680. Le stime preliminari di M con $T_{max}=12$ variano tra 0.25, con ν=3 e 0.42, con ν=5.

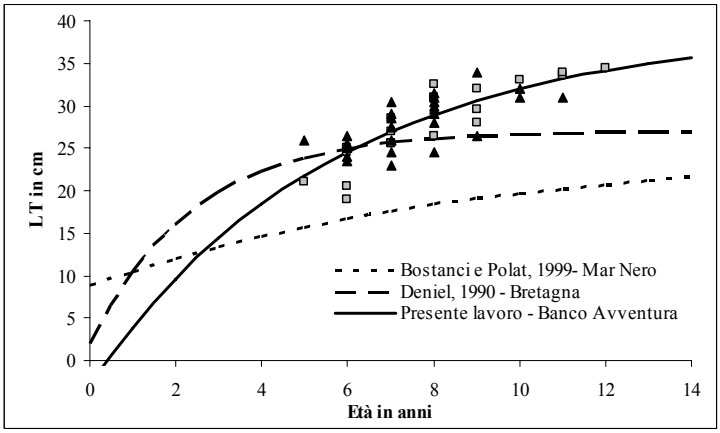


Fig. 1 - Crescita secondo il modello di von Bertalanffy (VBGF) di *Solea lascaris* del Banco Avventura (Stretto di Sicilia), con indicati i valori osservati di femmine (□) e maschi (▲). Nel caso della curva di Deniel (1990), i valori ottenuti per sesso sono stati mediati.
Growth curves (VBGF) of Solea lascaris *in the Strait of Sicily. Values by sex of Deniel (1990) were averaged.*

Conclusioni

Secondo Fischer *et al.* (1987) la sogliola dal porro delle acque tunisine raggiunge la maturità sessuale a 4 anni e presenta una longevità pari a 13 e 9 anni, rispetti-

vamente nelle femmine e nei maschi. Bostanci e Polat (1999) nel mar Nero, impiegando la tecnica del "brulage", riportano una età massima di 8 anni ed una crescita complessivamente lenta (L_∞=24.85, K=0.113, t_0=–3.87, Ø=1.843731). Deniel (1990), esaminando otoliti interi delle coste Bretoni, fornisce VBGF diverse nei sessi (L_∞=28.7, K=0.379, t_0=–0.191, Ø=2.494 per le femmine e L_∞=25.5, K=0.451, t_0=–0.172, Ø=2.467 per i maschi), con un accrescimento elevato nei primi 4-5 anni ed un successivo rallentamento fino ad un'età massima di 12 anni, con lunghezze per età comparabili che risultano inferiori a quelle rilevate nel presente studio. I risultati ottenuti sul materiale siciliano potrebbero essere influenzati dall'assenza di individui di piccola taglia nello sbarcato esaminato. Informazioni raccolte dai pescatori che operano sui fondi da pesca da cui provengono i campioni, tuttavia, fanno escludere che pratiche di scarto di pesca possano aver influito sulla composizione in taglia dei campioni. Considerato che i giovanili di tale specie frequentano i fondi costieri (Fischer *et al.*, 1987) e che la maggior parte degli esemplari esaminati sono risultati sessualmente maturi, si ritiene, pertanto, che tale assenza sia da ricondurre ad una segregazione spaziale delle diverse fasi vitali della specie e che l'area di pesca da cui provengono i campioni costituisca una "spawning area" per lo Stretto di Sicilia.

Bibliografia

BEVERTON R.J.H.(1992) - Patterns of reproductive strategy parameters in some marine teleost fishes. *J. Fish. Biol.,* **41** (Suppl. B): 137-160.

BOSTANCI D., POLAT N. (2000) - Age Determination Methods of *Solea lascaris* (Risso, 1810) inhabiting the Black Sea. *Turk. J. Zool.,* **24**: 21-29.

DENIEL C. (1990) - Comparative study of growth of flatfishes on the west coast of Brittany. *J. Fish. Biol.,* **37**: 149-166.

FISHER W., BAUCHOT M.L., SCHNEIDER M. (eds) (1987) - *Fiches FAO d'idèntification des éspeces pour les besoins de la pèche. (Révision 1). Mediterranee et mer Noire (Zone de pèche 37)*. FAO, Rome, **2**: 761-1530.

GAYANILO F.C.JR., SPARRE P., PAULY D. (1996) - FAO-ICLARM stock assessment tools (FISAT) User's manual - Computerized Information Series. FAO, Roma: 126 pp.

HOLDEN M., RAITT D.F.S. (eds) (1974) - Manuel de science halieutique. Deuxieme partie - Methodes de recherches sur les ressources et leur application. *Doc. Tech. FAO Peches*, **115** (Rev. 1): 223 pp.

Il presente lavoro è stato condotto nell'ambito del modulo "Campbiol - Campionamento biologico degli sbarcati commerciali" del programma italiano di raccolta dati alieutici, condotto ai sensi del reg. CE 1534/2000 e finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 872-876

A. Gustinelli, G. Nardini[1], G. Aureli, M. Trentini, M. Affronte[2], M.L. Fioravanti

Dipartimento di Sanità Pubblica, Veterinaria e Patologia Animale, Università di Bologna,
Via Tolara di Sopra, 50 - 40064 Ozzano Emilia (BO), Italia.
fish@vet.unibo.it
[1]Progetto *Mola mola* onlus, Via G. Galilei, 13 - 40026 Imola (BO), Italia.
[2]Fondazione Cetacea onlus, Via Ascoli Piceno - 47838 Riccione (RN), Italia.

PARASSITOFAUNA DI *MOLA MOLA* (LINNAEUS, 1758) DEI MARI ITALIANI

PARASITOFAUNA OF MOLA MOLA *(LINNAEUS, 1758) FROM ITALIAN SEA*

Abstract

A parasitological examination on 7 specimens of Mola mola *(Linnaeus, 1758) (Osteichthyes, Tetradontiformes) stranded or accidentally caught along Adriatic and Tyrrhenian coasts in Italy, was carried out to improve the scientific knowledge on the parasitofauna of ocean sunfish. Ten different species of parasites were found; all the fish show the presence of one or more species of parasites, sometimes with high infection intensity.*

Key-words: *ocean sunfish,* Mola mola*, parasites, Italy.*

Introduzione

Il pesce luna (*Mola mola* Linnaeus, 1758) è il più grande teleosteo conosciuto in natura (un maschio adulto può superare abbondantemente le 2 tonnellate di peso) e può essere considerato un vero e proprio ponte evolutivo tra condroitti e osteitti per la struttura prevalentemente cartilaginea del suo scheletro. Le informazioni scientifiche sulla sua biologia ed etologia risultano ancora carenti e nel complesso poco organiche; solo di recente l'interesse per questa specie ittica ha avuto nuovo impulso in seguito alla segnalazione crescente di catture accidentali e di spiaggiamenti di esemplari talvolta di notevoli dimensioni. Poiché anche in riferimento alla parassitofauna di questo teleosteo esistono segnalazioni sporadiche e spesso molto datate, si è deciso di svolgere un'indagine parassitologica su 7 soggetti spiaggiati/pescati nei mari italiani, al fine di ampliare le conoscenze sugli organismi parassiti di *M. mola* e definirne il possibile ruolo nel determinismo dei fenomeni di spiaggiamento.

Materiali e metodi

È stata condotta un'indagine parassitologica su 7 esemplari di *Mola mola*, di cui 5 (peso tra 450 e 900 Kg) spiaggiati lungo le coste italiane nel corso del 2002 e 2 (peso medio 4,5 Kg) pescati accidentalmente nel Golfo di Napoli nel 1998. Per ogni soggetto esaminato veniva compilata una scheda di segnalamento annotando i principali caratteri biometrici e le osservazioni sanitarie di rilievo. Date le notevoli dimensioni della maggior parte degli animali esaminati, le necroscopie e gli esami parassitologici completi venivano effettuati solitamente presso il luogo di spiaggiamento o di stoccaggio.

I parassiti rinvenuti sono stati fissati in parte in alcool 70° ed in parte in AFA (acqua deionizzata, etanolo, aldeide formica ed acido acetico). Digenei e

Cestodi sono stati puliti da muco e detriti cellulari e chiarificati in Lattofenolo di Amman, mentre i Crostacei sono stati osservati direttamente allo stereomicroscopio. A scopo identificativo si è reso necessario condurre il rilevamento delle caratteristiche morfometriche più significative dei diversi esemplari con l'ausilio della camera lucida. Per evidenziare con maggiore chiarezza alcuni aspetti morfologici dei parassiti in esame, alcuni esemplari sono inoltre stati colorati con Carminio boracico o col metodo di Malzacher. Alcuni parassiti sono stati inoltre osservati mediante Microscopia Elettronica a Scansione (SEM) previa progressiva disidratazione attraverso passaggi seriali in alcool, successiva inclusione in esametildisalazano e metallizzazione in oro.

Risultati

Gli esami parassitologici hanno permesso di identificare 10 diverse specie, rilevando in tutti i soggetti di *Mola mola* esaminati la presenza di almeno una specie parassitaria.

Nella Tab. 1 vengono riportati schematicamente i reperti parassitari osservati, indicandone la localizzazione nell'ospite e l'intensità d'infestazione.

Per quanto riguarda i Digenei, in base alle chiavi di identificazione proposte da Timon-David e Musso (1971) e da Bray e Gibson (1977) e tenendo conto delle dimensioni degli individui, della morfometria delle ventose e della disposizione di organi riproduttori e vitellogeno, è stato possibile ascrivere tutti i parassiti Digenei riscontrati a due specie appartenenti alla famiglia Accacoeliidae: *Accacoelium contortum* (Rudolphi, 1819) Looss, 1899 ed *Accacladocoelium macrocotyle* (Diesing, 1858) Robinson, 1934.

Tab. 1 - Specie parassitarie reperite nei *M. mola* esaminati, localizzazione ed intensità d'infestazione.
Species of parasites found in M. mola *examined, their localization and infection intensity.*

	Parassita	N° Soggetti positivi	Intensità di Infestazione		Localizzazione
			Range	Media	
Crostacei	*Cecrops latreilli*	**2**	**5-10**	**7,5**	Branchie
	Lepeophtheirus nordmannii	**3**	**1-6**	**2,6**	Cute, cavità orale
	Ceratothoa steindachneri	**2**	**2-4**	**3**	Cavità orale
Trematodi Digenei	*Accacoelium contortum*	**1**	**16**		Cavità orale, esofago
	Accacladocoelium macrocotyle	**5**	**8-629**	**144,6**	Stomaco. intestino
Cestodi	*Anchistrocephalus microcephalus*	**1**	**30**		Stomaco
	Triaenophoridae (Tipo I)	**1**	**6**		Intestino
	Triaenophoridae (Tipo II)	**6**	**9-300**	**65**	Intestino
	Pterobothrium sp.	**1**	**7**		Fegato
	Molicola horridus	**5**	**2-13**	**6,4**	Muscolo, fegato

A. contortum si caratterizza per avere nella metà anteriore del corpo una cuticola ornata da numerose papille di forma arrotondata o conica; lungo il margine

interno della ventosa orale sono state inoltre osservate cospicue papille (Fig. 1) non descritte dai precedenti autori. Ulteriori differenze di carattere morfometrico, quali le maggiori dimensioni corporee e la notevole estensione del peduncolo acetabolare, sono state rilevate nei 16 parassiti studiati.

Per quanto concerne *A. macrocotyle*, le nostre osservazioni hanno coinciso con quelle degli autori sopra citati, ad eccezione delle dimensioni corporee, che nei nostri

Fig. 1 - Particolare al SEM della ventosa orale munita di numerose papille in *A. contortum.* *SEM detail of oral sucker with several papillae in* A. contortum.

esemplari hanno presentato un range assai più ampio di quello segnalato in passato.

L'identificazione dei Cestodi da noi reperiti, condotta sulla base della chiave di classificazione di Bray *et al.* (1994), ha permesso di ascrivere tutti i parassiti ritrovati in stomaco ed intestino ad individui adulti appartenenti alla famiglia Triaenophoridae, ordine Pseudophyllidea.

In particolare si è evidenziata la presenza di tre specie diverse: mentre per due di queste l'identificazione è risultata particolarmente difficile, giungendo solo ad una loro differenziazione in "Tipo I" e "Tipo II", la terza, è stata identificata come *Anchistrocephalus microcephalus* (Rudolphi, 1819) Monticelli, 1890, caratterizzata dalla presenza di una tripla fila di uncini alla base del disco apicale e ben descritta in letteratura in questo ospite.

Per quanto concerne i cestodi reperiti a livello di fegato e muscolatura, questi sono stati tutti identificati come stadi larvali di Trypanorhyncha, ordine di cestodi che divengono adulti in Elasmobranchi. Lo studio morfologico ha permesso di pervenire all'identificazione di due specie: *Molicola horridus* (Goodsir, 1841) Dollfus, 1942 e *Pterobothrium* sp.

M. horridus risulta già segnalato in *M. mola* (Campbell e Beveridge, 1994) ed è caratterizzato dalla presenza, a livello della base dell'armatura metabasale dei tentacoli, di una fila di uncini di dimensioni assai maggiori rispetto a tutti gli altri. I plerocerci da noi osservati sono stati rinvenuti contenuti in blastocisti sia nel muscolo che a livello epatico, sebbene mostrino di prediligere questa ultima localizzazione (Fig. 2).

In un unico soggetto sono stati inoltre reperiti a livello epatico 7 plerocerci di cestodi Trypanorhyncha appartenenti al genere *Pterobothrium*, reperto fino ad ora mai segnalato in *M. mola*.

In relazione ai Crostacei reperiti sono state identificate due specie di Cope-

poda, *Cecrops latreilli* Leach, 1816 e *Lepeophtheirus nordmannii* (Edwards, 1840) ed una di Isopoda, *Ceratothoa steindachneri* Koelbel, 1878.

C. latreilli rappresenta un parassita specifico di *Mola mola* molto comune ed a distribuzione cosmopolita, di cui esistono esaustive descrizioni in letteratura (Grabda, 1973). Questo parassita vive attaccato alle branchie per mezzo del secondo paio di antenne e dei massillipedi forniti di uncini chitinosi molto sviluppati. La femmina, assai più grande del maschio (Fig. 3), rimane spesso per lungo tempo localizzata nello stesso sito, provocando a volte la formazione di depressioni sulle lamine branchiali. Il maschio è generalmente attaccato all'addome della femmina.

Fig. 2 - Plerocerco di *M. horridus* a livello epatico.
Plerocercus of M. horridus *in the liver.*

Fig. 3 - Maschio e femmina di *C. latreillii* fortemente adesi all'arco branchiale.
Male and female of C. latreillii *strongly attached to the gill.*

L. nordmannii è stato già segnalato come parassita cutaneo di *Mola mola,* occasionalmente reperibile anche nella cavità boccale e sulle branchie. La caratteristica peculiare della specie è quella di avere gli scleriti di forma triangolare ed affilata e di possedere la furca sulla superficie ventrale del cefalotorace. Gli esemplari da noi rilevati su tre soggetti di *M. mola* sono conformi alla descrizione pubblicata da Kabata nel 1988.

Gli individui di *C. steindachneri* ritrovati nella cavità orale dei due soggetti pescati accidentalmente nel Golfo di Napoli sono stati identificati in base alle caratteristiche morfometriche di telson, antenne, antennule, maxillule, maxille e massillipedi (Horton, 2000).

Conclusioni

I risultati ottenuti da questa indagine parassitologica mostrano come i soggetti di *Mola mola* esaminati albergassero diverse specie parassitarie a livello di diversi distretti.

In particolare, la presenza di cestodi adulti in stomaco o intestino è stata osservata in tutti i soggetti esaminati, talvolta con intensità di infestazione molto

elevate (>300 parassiti in un soggetto). Anche per quanto riguarda il trematode digeneo *A. macrocotyle*, è stato possibile rilevare alte intensità di infestazione, osservando in un esemplare ben 629 parassiti.

In riferimento al fatto che il Mar Adriatico costituisca da secoli una zona in cui si registrano sporadici spiaggiamenti di *Mola mola*, le cui cause risultano a tutt'oggi sconosciute, l'osservazione di un numero così ampio di specie parassitarie con intensità d'infestazione così elevate sembra porre un serio interrogativo sull'importanza dei parassiti come fattori predisponenti lo spiaggiamento in seguito ad alterazioni funzionali degli organi interessati o a decadimento delle condizioni di benessere fisiologico dell'ospite.

Questo studio ha permesso di definire in modo più approfondito la composizione della parassitofauna di *M. mola* dei mari italiani, apportando inoltre un contributo alla definizione di alcune strutture anatomiche di *A. contortum*.

In base ai risultati delle nostre osservazioni, *Mola mola* è risultato un ospite "generoso" per stadi adulti e larvali di numerosi parassiti, indicando un suo ampio coinvolgimento nel ciclo biologico di parassiti di diversi organismi marini.

Ne sono esempio i trematodi digenei Accacoeliidae, le cui metacercarie sono state descritte in meduse e chetognati e che quindi trovano nel pesce luna, primariamente medusofago, un ospite definitivo ideale. Il reperto di larve plerocerche di cestodi Trypanorhyncha a livello del fegato e del muscolo di alcuni soggetti sembra inoltre indicare in *Mola mola* una potenziale preda degli Elasmobranchi, essendo questi ultimi gli ospiti definitivi di questi cestodi.

L'approfondimento delle conoscenze sulla fauna parassitaria di *Mola mola*, unitamente alla conduzione di studi istopatologici, potrebbe quindi in futuro essere di grande utilità per meglio comprendere non solo l'origine degli spiaggiamenti di questa specie ittica, ma anche la sua biologia e le sue complesse interazioni con gli altri organismi marini.

Bibliografia

BRAY R.A., GIBSON I.D. (1977) - The Accacoelidae (Digenea) of fishes from the north-east Atlantic. *Bull. British Mus. (Nat. Hist.)*, **31** (2): 53-99.

BRAY R.A., JONES A., ANDERSEN K.I. (1994) - Order Pseudophyllidea Carus, 1863. In: Khalil L.F., Jones A., Bray R.A (eds), *Keys to the Cestode Parasites of Vertebrates*. Cab International, **10**: 205-246.

CAMPBELL R.A., BEVERIDGE I. (1994) - Order Trypanorhyncha Diesing, 1863. In: Khalil L.F., Jones A., Bray R.A (eds), *Keys to the Cestode Parasites of Vertebrates*. Cab International, **7**: 51-148.

GRABDA J. (1973) - Contribution to knowledge of biology of *Cecrops latreilli* Leach, 1816 (Caligoida: Cecropidae) the parasite of the ocean sunfish *Mola mola* (L.). *Acta Ichthyol. Piscat.*, **3** (1): 61-72.

HORTON T. (2000) - *Ceratothoa steindachneri* (Isopoda: Cymothoidae) new to British waters with a key to north-east Atlantic and mediterranean *Ceratothoa*. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **80**: 1041-1052.

KABATA Z. (1988) - Copepoda and Branchiura. In: Margolis L., Kabata Z. (eds*), Guide to the parasites of fishes of Canada. Part II - Crustacea*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, **101**: 184 pp.

TIMON-DAVID P., MUSSO J.J. (1971) - Les Trèmatodes Digènes du Poisson-lune (*Mola mola*) dans le golfe de Marseille (*Accacoelidae, Didymozoidae*). *Ann. Parasit. Hum. Comp.*, **46** (3): 233-256.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 877-880

G. Lauriano, M.E. Piccione

Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare,
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
g.lauriano@icram.org

INTERAZIONI COMPETITIVE TRA IL TURSIOPE (*TURSIOPS TRUNCATUS* MONTAGUE, 1821) E IL TREMAGLIO: RELAZIONE TRA LE POSIZIONI DEGLI INDIVIDUI E LA RIDUZIONE DEL PESCATO

*OPERATIONAL INTERACTION BETWEEN THE COMMON BOTTLENOSE DOLPHIN (*TURSIOPS TRUNCATUS *MONTAGUE, 1821) AND THE TRAMMEL NETS: RELATIONSHIP AMONG SPECIMENS POSITIONS AND THE NET'S CATCH REDUCTION*

Abstract

*Interaction between the common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus *Montague, 1821) and the striped red mullet (*Mullus surmuletus *Linnaeus, 1758) fishery has been monitorated; both nets and dolphin positions are presented in a GIS maps in order to compare catch nets and dolphins movements.*

Key-words: Tursiops truncatus*, Asinara National Park, GIS.*

Introduzione

L'interazione competitiva tra i cetacei e le attività di pesca (*operational competitive interactions*) (Northridge e Hofman, 1999; Reeves *et al*., 2001) causa generalmente la sottrazione del pescato dalle reti, danni agli attrezzi e riduzione delle catture (Northridge e Lauriano, 2001). Il tursiope (*Tursiops truncatus* Montague, 1821) è la specie più coinvolta a causa della distribuzione costiera e delle abitudini alimentari opportuniste (Barros e Odell, 1990). Nel presente lavoro, si analizza cartograficamente la relazione tra le posizioni dei tursiopi in prossimità delle reti per triglia di scoglio (*Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758) e le quantità di cattura di queste. Lo studio è parte di uno più ampio effettuato nel Parco Nazionale dell'Asinara (Lauriano *et al*., 2004) dove è presente un segmento di popolazione del Tursiope (Lauriano *et al.,* 2003).

Materiali e metodi

Tra settembre e ottobre 1999-2001 sono stati effettuati imbarchi sui natanti da pesca operanti nel parco Nazionale dell'Asinara e nelle aree limitrofe. Le reti sono state monitorate (visivamente e acusticamente) al fine di valutare l'interazione con il tursiope, dalla cala alla salpa e per ciascuna si è analizzato il pescato (catture totali e per specie). Nel caso di presenza di tursiopi entro un'area di circa 400 metri dalle reti (interazione), un *team* indipendente seguiva gli animali con un gommone, prima al traino del peschereccio. La gestione e l'elaborazione dei dati è stata effettuata con il software GIS Arcinfo (versione 9.0) della ESRI. A tal fine è stato creato un *geodatabase* con le posizioni delle reti e dei tursiopi. Ciascuna

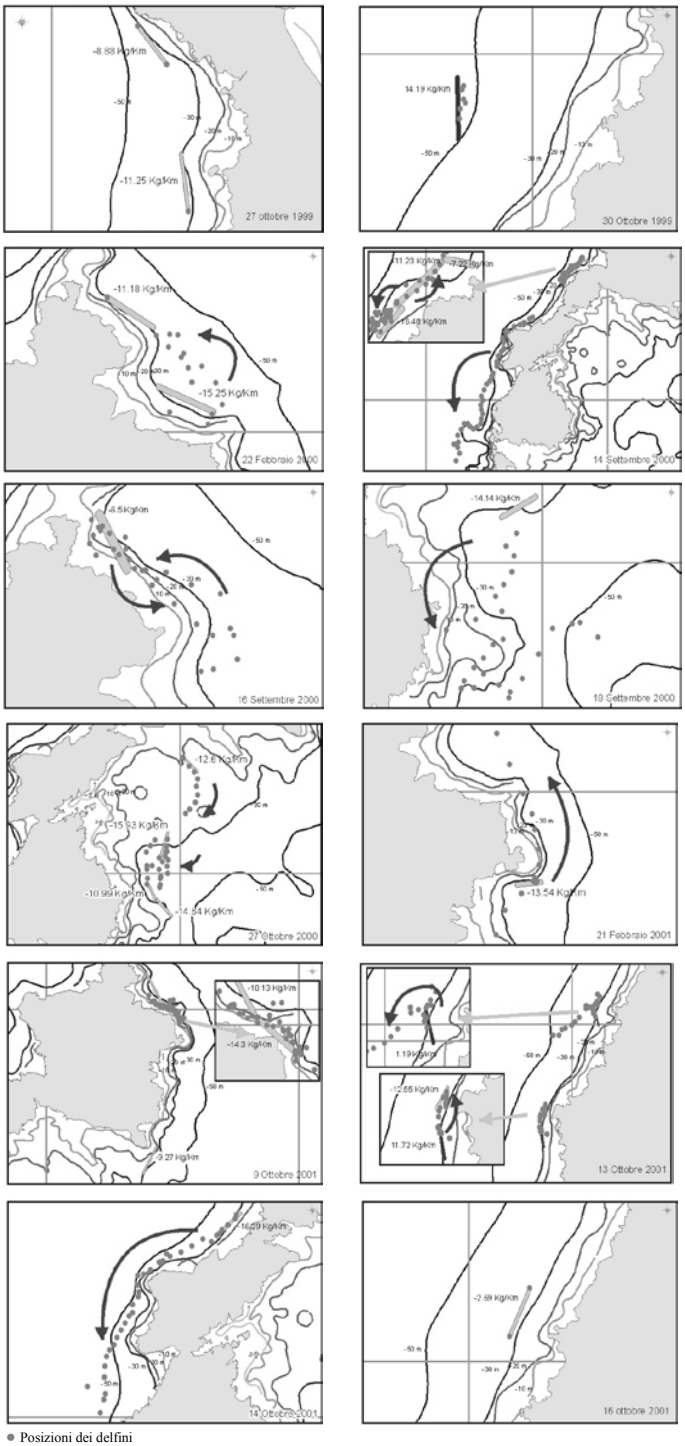


Fig 1 - Descrizione degli spostamenti del tursiope sulle reti da triglia e riduzione del pescato.
Common bottlenose dolphins movements around trammel nets and catch reduction.

rete è stata definita con un segmento tra i punti di inizio e fine cala al quale è stato aggiunto un *buffer* di 50 metri. La posizione del gommone, registrata ogni 3 minuti con un GPS, rappresenta il gruppo di animali. I valori della CPUE (Kg/Km di rete), totale e della triglia, delle reti con interazione è stato confrontato con la CPUE senza interazione (rispettivamente 17.68 Kg/km (SD=12.12) e 7.63 (SD=6.35), calcolata in Lauriano *et al*., 2004.

Risultati

I tursiopi sono stati seguiti durante l'interazione su 23 reti (Fig. 1). l'interazione Il tempo medio di interazione è 19 minuti (range 1'-130'). Si ha riduzione delle catture totali e della triglia rispettivamente nell'87% e nel 91% dei casi. Il valore della CPUE totale è 8.03 Kg/Km (n=23; SD=8.19), mentre per *M. surmuletus* è 2.66 Kg/Km (n=23; SD=4.28). Le figure mostrano che i tursiopi, iniziata l'interazione sulla rete in posta o in salpa, si spostano tra le reti rimanendo complessivamente nell'area di pesca; il 27/10/99 e il 16/10/01 le posizioni dei tursiopi si sovrappongono interamente al segmento di rete. L'incremento del 30/10/99 non è a carico della triglia ma a una inconsueta cattura di *Scyliorhinus canicula* Linnaeus, 1758. Il 13/10/01 i tursiopi si spostano tra le tre reti e solo quella in cui il gruppo si sofferma più a lungo ha contrazione delle catture.

Conclusioni

La rappresentazione cartografica dell'interazione, manifesta il legame tra la presenza dei tursiopi nell'area di pesca e la riduzione delle quantità di cattura totale e specifica delle singole reti studiata nell'area (Lauriano *et al*., 2004). Questa tipologia di interazione prodotta dai singoli esemplari durante le operazioni di pesca (Northridge e Hofman, 1999) provoca una contrazione del pescato per differenti fattori (Northridge e Lauriano, 2001). Infatti, come sembra anche dalle figure, la contrazione delle catture può non dipendere solo dal saccheggio della rete ma, anche dalla predazione in sua prossimità e dall'effetto di deterrenza esercitato dal tursiope sulle specie ittiche; a favore di questa tesi anche l'esiguità di resti di preda sulla rete (Lauriano e Di Muccio, 2002) a fronte della loro contrazione. L'interazione in Sardegna, è lamentata dai pescatori come un gravissimo problema per l'economia del comparto; il fenomeno deve essere studiato nel suo complesso tenendo conto delle modalità dell'interazione e dell'effettivo danno economico.

Bibliografia

BARROS N.B., ODELL D.K. (1990) - Food habits of bottlenose dolphins in the southeastern United States. In: S. Leatherwood, R.R. Reeves (eds), *The Bottlenose Dolphin*. Academic Press, San Diego, CA: 309-328.

LAURIANO G., DI MUCCIO S. (2002) - Check list of fish damage caught in bottom trammel nets in the Asinara Island National Park (north western Sardinia). *Biol. Mar. Medit.,* **9** (1): 679-682.

LAURIANO G., MACKELWORTH P., FORTUNA C.M., MOLTEDO G., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (2003) - Densità e abbondanza del tursiope (*Tursiops truncatus*) nel parco nazionale dell'Asinara, Sardegna. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 717-720.

LAURIANO G., FORTUNA C.M., MOLTEDO G., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (2004) - Interactions between common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and the artisanal fishery in Asinara Island National Park (Sardinia): assessment of catch damage and economic loss. *J. Cetacean Res. Manage.,* **6** (2): 165–173.

NORTHRIDGE S.P., HOFMAN R.J. (1999) - Marine mammal interactions with fisheries. In: J.R. Twiss Jr., R.R. Reeves (eds), *Conservation and Management of Marine Mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington and London: 99-119.

NORTHRIDGE S., LAURIANO G. (2001) - Quantifying damage to fisheries by dolphins. In: R.R. Reeves, A.J. Read, G. Notarbartolo di Sciara (eds), *Report of the Workshop on Interactions between Dolphins and Fisheries in the Mediterranean: Evaluation of Mitigation Alternatives*: 35-38.

REEVES R.R., READ A.J., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (2001) - Report of the Workshop on Interactions between Dolphins and Fisheries in the Mediterranean: Evaluation of Mitigation Alternatives, May 2001, Rome, Italy. Paper SC/53/SM3 presented to the IWC Scientific Committee, July 2001, London (unpublished).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 881-883

C.A. Marano, M. Martino*, M.C. Marzano*, L. Ceriola, N. Ungaro*

Dipartimento di Produzione Animale, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Bari,
Via Amendola, 165/A – 70126 Bari, Italia.
c.marano@agr.uniba.it
*Laboratorio Provinciale di Biologia Marina, Bari, Italia.

TAGLIA DI PRIMA MATURITÀ DI *ILLEX COINDETII* (VERANY, 1839) NELL'ADRIATICO MERIDIONALE

LENGTH AT FIRST MATURITY OF ILLEX COINDETII *(VERANY, 1839) IN THE SOUTHERN ADRIATIC SEA*

Abstract

The estimation of the length at first maturity of Illex coindetii *(Verany, 1839) in the South-Western Adriatic Sea is reported. The resulting size at maturity ($LDM_{50\%}$) was 146 mm and 137 mm for females and males respectively.*

Key-words*: cephalopoda,* Illex coindetii*, sexual maturity, trawl surveys, Adriatic Sea.*

Introduzione

Illex coindetii (Verany, 1839), specie caratterizzata da un'ampia distribuzione, è presente in tutto il Mediterraneo, nell'Atlantico orientale (Mar dei Caraibi, Golfo del Messico e Stretto della Florida), e nell'Atlantico occidentale (dalle isole britanniche alla Namibia) (Sanchez *et al.*, 1998).

In Mediterraneo è considerata una delle più importanti tra le specie "accessorie" della pesca a strascico, ed è presente nei mercati ittici commercializzato nella categoria "totani" insieme ad altri ommastrefidi (*Todaropsis eblanae* e *Todarodes sagittatus*) (Roper *et al.*, 1984; Relini *et al.*, 1999). Sebbene nell'Adriatico meridionale i totani costituiscano una elevata frazione dello sbarcato commerciale (Ungaro *et al.*, 2002), in questa area geografica le informazioni relative alla distribuzione ed alla biologia di *I. coindetii* sono piuttosto limitate (Bello, 1990; Pastorelli *et al.*, 1995, 1998). Scopo del presente contributo è quello di fornire alcuni dati sulla taglia di maturità sessuale di *I. coindetii* nel basso Adriatico.

Materiali e metodi

Gli esemplari di *I. coindetii* esaminati sono stati catturati durante una serie di campagne sperimentali di pesca strascico annuali realizzate nelle stagioni estive tra il 1997 ed il 2002 nell'ambito del progetto MEDITS (Bertrand *et al.*, 2002). Tutti gli esemplari campionati sono stati misurati (Lunghezza Dorsale del Mantello, LDM, approssimata al mezzo centimetro inferiore) determinando, a livello macroscopico, il sesso e lo stadio di maturità delle gonadi, secondo la scala a tre stadi riportata nel protocollo MEDITS. I dati ottenuti hanno permesso di calcolare le percentuali di maturità (stadio 2 e successivi) per classi di taglia (intervallo 5 mm) e per sesso, e di stimare i parametri della curva di maturità corrispondente. In particolare, la taglia di prima maturità ($LDM_{50\%}$) è stata calcolata utilizzando un modello di tipo logistico (Sparre e Venema, 1998).

Risultati

In totale 1086 individui di lunghezza compresa tra 30 ed i 300 mm (LDM) sono stati esaminati, di cui 559 femmine (LDM compresa tra 50 e 300 mm) e 527 maschi (LDM compresa tra 40 e 200 mm).

Dalle ogive di maturità risultanti (caratterizzate da coefficienti di determinazione $-r^2$, rispettivamente pari a 0,96 e 0,97) si è stimato un valore di $LDM_{50\%}$ uguale a 146 mm ($LDM_{25\%}$=135 mm, $LDM_{75\%}$=156 mm) per le femmine, maggiore rispetto a quello di 137 mm ($LDM_{25\%}$=125 mm, $LDM_{75\%}$=149 mm) stimato per i maschi; la differenza osservata può essere messa in relazione al dimorfismo sessuale della specie (Arkhipkin *et al.*, 2000; Belcari *et al.*, 1989; Jereb e Ragonese,1995; Soro e Paolini, 1994).

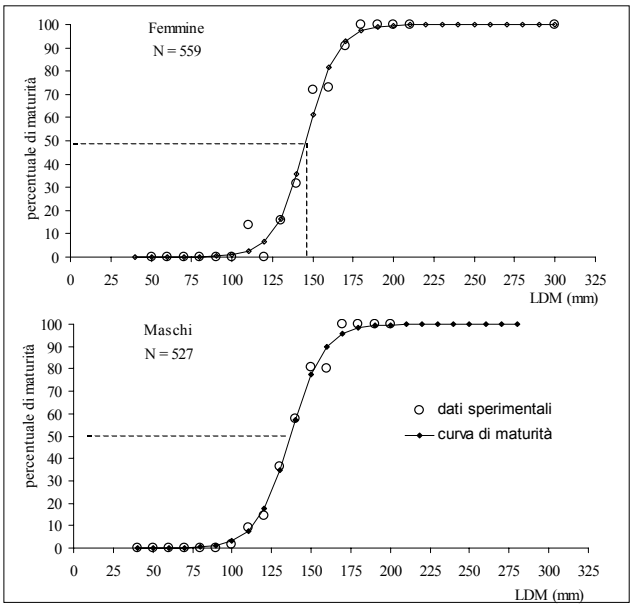


Fig. 1 - Curva logistica relativa alla maturità sessuale di *I. coindetii* nell'Adriatico meridionale. *Sexual maturity curve for* I. coindetii *in the Southern Adriatic.*

Conclusioni

Le stime di $LDM_{50\%}$ ottenute risultano inferiori rispetto a quanto descritto da altri autori per il Mediterraneo occidentale (Sanchez *et al.*, 1998), ma pressochè comparabili con i risultati relativi ad altri bacini italiani (Soro e Paolini, 1994; Jereb e Ragonese, 1995; Relini *et al.*, 1999). Infine, i risultati ottenuti contribuiscono ad arricchire il quadro di informazioni su una specie che, per la sua importanza quali-quantitativa e le sue caratteristiche biologiche, può rappresentare una risorsa importante in un contesto di gestione ecosistemica della pesca.

Bibliografia

ARKHIPKIN A., JEREB P., RAGONESE S. (2000) - Growth and maturation in two successive seasonal groups of the short-finned squid, *Illex coindetii* from the Strait of Sicily (central Mediterranean). *ICES J. Mar. Sci.*, **57**: 31–41.

BELCARI P., FEDI E., VIVA C. (1989) - Distribuzione e sex-ratio di *Illex coindetii* (Verany, 1839) (Cephalopoda, Ogeopsida) nell'arcipelago toscano meridionale. *Nova Thalassia*, **10** (Suppl. 1): 507-509.

BELLO G. (1990) - The Cephalopod fauna of the Adriatic. *Acta Adriatica*, **31** (1/2): 275-291.

BERTRAND J.A., GIL DE SOLA L., PAPACOSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2002) - The general specifications of the MEDITS surveys. *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 9-17.

JEREB P., RAGONESE S. (1995) - An outline on the biology of the squid *Illex coindetii* in the Sicilian Channel (Central Mediterranean). *J. Mar Biol. Assoc. UK*, **75**: 373-390.

PASTORELLI A.M., VACCARELLA R., DE ZIO V. (1995) - Distribuzione dei cefalopodi commerciali nel Basso Adriatico. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 501-502.

PASTORELLI A.M., VACCARELLA R., MARSAN R., MARZANO M.C. (1998) - Valutazione delle risorse demersali nel basso Adriatico: Cefalopodi. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (2), 326-335.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (1999) - Synthesis of the knowledge on bottom fishery resources in Central Mediterranean (Italy and Corsica). *Biol. Mar. Medit.*, **6** (Suppl. 1): 868 pp.

ROPER G.F.E., SWEENEY M.J., NAUEN E. (1984) - FAO SPECIES Catalogue. Vol 3. Chepalopods of the word. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries. *FAO Fish. Syn.*, **125** (3): 277.

SANCHEZ P., GONZÁLEZ F., JEREB P., LAPTICHOVSKY V.V., MANGOLD K., NIGMATULLIN C., RAGONESE S. (1998) - *Illex coindetii*. In: Rodhouse *et al.* (ed), Squid recruitment dynamics: The commercial *Illex* species. *FAO Fisheries Technical Paper, Rome,* **376**: 59-76.

SORO S., PAOLINI M. (1994) - *Illex coindetii (*Verany, 1839): Aspetti biologici ed evoluzione della Popolazione in Alto e Medio Adriatico. *Biol. Mar. Medit.,* **1** (1): 213-218.

UNGARO N., MARANO G., CERIOLA, L., BERTOLDI G., DI TURI L. (2002) - Lo sbarcato del porto peschereccio di Molfetta (Basso Adriatico): aree di pesca, catture e sforzo in un anno di osservazioni. *Biol. Mar. Medit.,* **9** (1): 290-294.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 884-886

M. Marchesan[1,2], L. Verginella[2], E.A. Ferrero[1]

[1]C.S.E.E., Dip. Biologia, Università di Trieste,
Via Giorgieri, 7 -34127 Trieste, Italia.
mmarchesan@units.it
[2]C.S.E.E., Riserva Naturale Marina di Miramare, Viale Miramare, 349 - Grignano (TS), Italia.

ATTRAZIONE FATALE: RISPOSTA DEL LATTERINO (*ATHERINA* SP.) ALLA PRESENZA DI FONTI LUMINOSE SUBACQUEE

*FATAL ATTRACTION: SMELT (*ATHERINA *SP.) REACTIONS TO UNDERWATER LIGHTS*

Abstract

Many fish of commercial interest are attracted by artificial lights, although the reactions vary among species. In order to develop selective fishing methods, calibrated on the characteristics of target species, it is of the utmost importance to understand their visual behaviour. This study aimed at investigating the reactions of the sand smelt Atherina *sp. (Atherinidae) to underwater lights, in particular considering levels of aggregation in the illuminated area. Lights of decreasing intensity resulted the more efficient in aggregating the fish close to the light source.*

Key-words*: vision, visual stimuls, behavioural responses, light fishing, fishes.*

Introduzione

La luce è uno stimolo fondamentale per regolare il comportamento di buona parte dell'ittiofauna (Lythgoe, 1979). Molti pesci pelagici reagiscono anche alla luce artificiale (*e.g.* Imamura e Takeuchi, 1960; Kawamura, 1986). Questa peculiarità viene sfruttata dalla pesca con lampare per richiamare il pesce nell'area del prelievo (Ben-Yami, 1976). Nel Golfo di Trieste, una specie di particolare interesse alieutico è il latterino *Atherina* sp. (*Atherinidae*), un piccolo pesce pelagico di abitudini gregarie. Scopo del lavoro è valutare la risposta del latterino a fonti luminose subacquee, con particolare riguardo alle modalità di addensamento nell'area illuminata.

Materiali e metodi

Le osservazioni sono state effettuate nella zona di riserva integrale dell'Area Marina Protetta di Miramare (45°42'3.5''N-13°42'36.5''E), a circa 3 m di profondità e ad almeno 5 m dal litorale. Per le riprese si impiegava una telecamera Lanterna Sub (Telesub Lanterna, La Spezia) con obiettivo grandangolare brandeggiabile a distanza. Questa veniva posizionata sul fondale diverse ore prima dell'inizio delle riprese, orientandola in modo da visionare l'intera colonna d'acqua. Un cavo subacqueo di 80 m la collegava ad una centralina per i comandi a distanza. Le registrazioni venivano fatte con un videolettore Sony DV-Cam provvisto di monitor. L'illuminazione artificiale era fornita da una torcia subacquea Sepadiver V-100 con lampada alogena allo Xeno da 100 W a luce bianca e autonomia di ca. 40', pari alla durata delle sessioni sperimentali. La torcia veniva fissata sopra la telecamera, al momento della messa in posa di quest'ultima, e accesa in condizioni di buio naturale. L'intensità luminosa era di 3283±166 $\mu Es^{-1}m^{-2}$

all'accensione (0% del tempo di autonomia), calava a 1500-2000 $\mu Es^{-1}m^{-2}$ al 70-80% del tempo di autonomia, e a valori inferiori a 10 $\mu Es^{-1}m^{-2}$ pochi minuti prima dello spegnimento (100% del tempo di autonomia). Le prove venivano condotte in luglio e agosto 2003; con 6 repliche dell'esperimento per un totale di 230' di riprese. Il numero di latterini presenti nell'area centrale e periferica del fascio luminoso veniva rilevato a intervalli di 1' per tutta la durata dell'esperimento. I valori venivano mediati in modo da ottenere un singolo dato per ogni minuto di ripresa, al fine di evitare fenomeni di pseudoreplica. L'analisi statistica era condotta con test non parametrici (coefficiente di correlazione di Spearman per verificare l'eventuale presenza di una correlazione tra numero di latterini e periodo di tempo dall'accensione della torcia; test di Kruskal-Wallis per verificare un'eventuale differenza nel numero di latterini aggregati presso la luce ai vari intervalli di tempo; test U di Mann-Whitney per verificare un'eventuale differenza tra il numero di latterini presenti nell'area centrale e nelle aree periferiche del cono di luce.

Risultati

L'addensamento del pesce aumenta in funzione della durata del periodo di illuminazione (Fig. 1), a cui è associata una progressiva diminuzione dell'intensità della luce emessa. Il numero di latterini presenti nell'area illuminata è correlato in modo

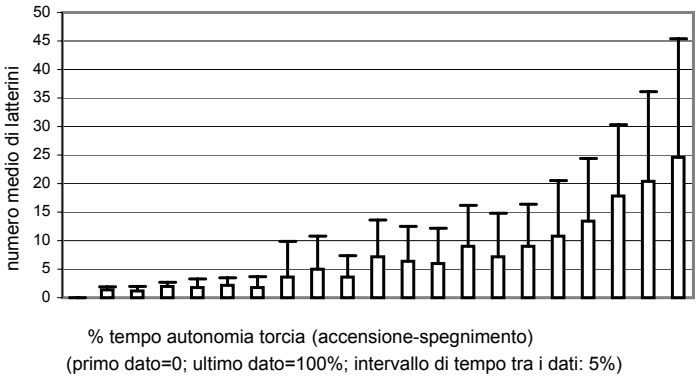


Fig. 1 - Andamento medio (N=6) del numero di latterini nei pressi della fonte luminosa (torcia da 100 W) in funzione del tempo trascorso dall'accensione.
Trend in smelt numbers near the light source (100 W torch) as a function of the time passed since it was turned on (N=6).

altamente significativo al tempo trascorso dall'accensione della torcia (coefficiente di correlazione di Spearman: r =0.98; n=21; p<0.01). Le differenze nel numero di latterini aggregati nei pressi della torcia ai vari intervalli di tempo (n=21) sono altamente significative (test di Kruskal-Wallis: p<0.01). Pur essendo attirati dalla luce, i pesci si orientano verso le aree meno illuminate (Fig. 2). Il numero di latterini è significativamente più alto nelle zone ai bordi del fascio di luce, dove l'intensità luminosa è più bassa (Luce vs Ombra, n=6, test U di Mann-Whitney: p<0.01).

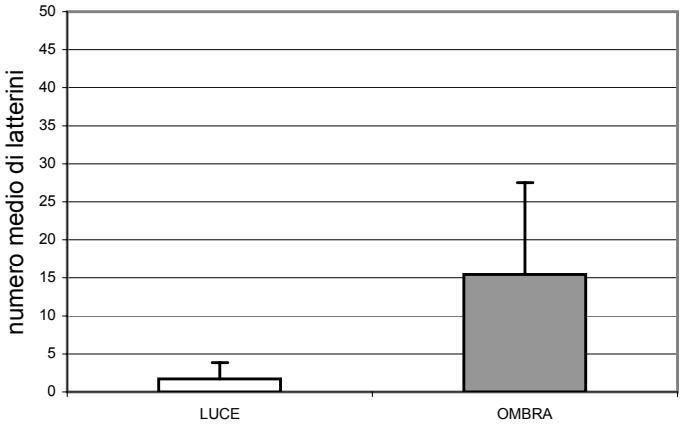


Fig. 2 - Distribuzione media (N=6) dei latterini all'interno dell'area illuminata. LUCE=zona centrale del fascio luminoso; OMBRA=zona periferica del fascio luminoso.
Smelt distribution in the illuminated area (N=6). LUCE (LIGHT)=central area of the light beam; OMBRA (SHADOW)=peripheral area of the light beam.

Conclusioni

La presenza di fonti di illuminazione subacquea ha un effetto attrattivo sul latterino. Inoltre, i banchi di latterini tendono ad addensarsi in modo progressivo e a permanere nei pressi di luci a intensità calante. Prediligono inoltre condizioni di illuminazione medio-bassa. Questo tipo di risposta si riscontra anche in altre specie ittiche pelagiche e costiere (Ben-Yami, 1976; Kawamura, 1986; Beltestad e Misund, 1988; Marchesan *et al*., 2005), e si può ricondurre ad analogie nella biologia ed ecologia delle diverse specie. La messa a punto di tecniche di pesca selettiva con luci calibrate sulle caratteristiche delle specie target è auspicabile ai fini del contenimento dell'inquinamento luminoso in ambiente sottomarino, dato che l'emissione indiscriminata di luce ha un impatto anche sugli organismi non coinvolti nelle attività alieutiche.

Bibliografia

BELTESTAD A.K., MISUND O.A. (1988) - Attraction of Norwegian spring-spawning herring to underwater light. In: *Proceedings of World Symposium on fishing gear and fishing vessel design*. The Marine Institute, St. John's, Newfoundland: 190-192.

BEN-YAMI M. (1976) - *Fishing with light. FAO of the United Nations*. Fishing News Books, Oxford: 118 pp.

IMAMURA Y., TAKEUCHI S. (1960) - Study on the disposition of fish towards light (no. 6). Compare with the disposition of *Engraulis japonicus*, *Decapterus muroadsi*, *Trachurous japo*nicus and *Scomber japonicus*. *J. Tokyo University Fisheries*, **46**: 149-155.

KAWAMURA G. (1986) - Vision and behaviour of fish in the vicinity of fish lamp. Proc. Intl. Conf. Dev. Managt. Trop. Living Aquat. Resources. Serdang, Malaysia. 2-5 Aug. 1983: 197-204.

LYTHGOE J.N. (1979) - *The ecology of vision*. Clarendon Press, Oxford: 244 pp.

MARCHESAN M, SPOTO M., VERGINELLA L., FERRERO E.A. (2005) - Behavioural effects of artificial light on fish species of commercial interest. *Fish. Res*., **73**: 171-185.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 887-889

P. Micarelli, M. Barlettani, R. Ceccarelli*

Acquario Mediterraneo dell'Argentario, Centro Didattico di Biologia Marina del Comune di M. Argentario - AMAsm, Lungomare dei Navigatori, 44-45 - 58019 P.S. Stefano (GR), Italia.
micarel@caramail.com
*ENEA UTS BIOTEC Sez. AMB, Via Anguillarese, 301 – 00060 S.M. di Galeria (Roma), Italia.

PRIMA SEGNALAZIONE DI *FISTULARIA COMMERSONII* (RÜPPEL, 1838) (FISTULARIDAE, PISCES) NEL TIRRENO SETTENTRIONALE

FIRST RECORD OF FISTULARIA COMMERSONII *(RÜPPEL, 1838) (FISTULARIDAE, PISCES) IN THE NORTH TYRRHENIAN SEA*

Abstract

Notes on the immigrant fish from the Red Sea belonging to the species Fistularia commersonii *(Rüppel, 1838) (Fistularidae, Pisces), fished in waters of the North Tyrrhenian Sea are presented. This specimen has been caught from a fishing vessel, along the coasts of Monte Argentario (Italy), in October 2004.*

Key-words*: Fistularidae, Tyrrhenian Sea, Red Sea.*

Introduzione

Alla famiglia Fistularidae vengono ascritte diverse specie tra cui *Fistularia commersonii* e *F. petimba*. Entrambe sono state recentemente osservate in Mediterraneo, nel 1997 al largo di Cadice la specie *F. petimba* (Càrdenas *et al*., 1997), mentre nel 2000 lungo le coste Israeliane la specie *F. commersonii* (Golani, 2000), seguita da numerose altre catture riportate in letteratura (Corsini *et al*., 2002; Bilecenoglu *et al*., 2002; Azzurro *et al*., 2004a,b; Fiorentino *et al*., 2004; Pipitone *et al*., 2004; Souissi *et al*., 2004). La specie *F. commersonii*, migrante lessepsiana, ha una colorazione verde brunastra ed è priva di una serie di placche ossee dorsali, raggiunge una lunghezza totale di circa 150 cm, è diffusa in molti mari, dall'Oceano Pacifico a quello Indiano, lungo le coste del Sud e Centro America. Il corpo è allungato filiforme, ha fecondazione esterna, ovipara, con emissione di uova galleggianti pelagiche nei mesi estivi da giugno ad agosto, lungo le coste della California (Watson e Sandknop, 1996).

Materiali e metodi

L'esemplare di *Fistularia commersonii* (Fig. 1) è stato catturato dalla motobarca "Silvestro", con il mestiere del tramaglio, nell'ottobre 2004, lungo le coste dell'Argentario, ad una profondità compresa tra 20 e 30 m. Sono stati rilevati i dati biometrici. L'esemplare è conservato in un pozzetto a –4 °C, presso l'Acquario Mediterraneo dell'Argentario.

Risultati e conclusioni

I dati biometrici sono risultati in: 789 mm di lunghezza standard, 320 mm di

lunghezza della testa, 20 mm di diametro orizzontale dell'occhio, 9 mm di diametro verticale dell'occhio, 25 mm di altezza del corpo, 255 g di peso totale. I raggi della pinna anale e dorsale sono risultati 14 in entrambi i casi. La presenza di un esemplare della specie *F. commersonii* nel settore nord occidentale dell'area mediterranea rappresenta un ulteriore elemento a conferma della colonizzazione in atto e della sempre maggiore estensione di questa specie lessepsiana. È interessante notare inoltre che l'esemplare in questione è tra quelli di maggiori dimensioni ad oggi catturati e che la cattura è avvenuta in prossimità della costa a profondità non superiori ai 30 m, come già indicato in Golani (2000).

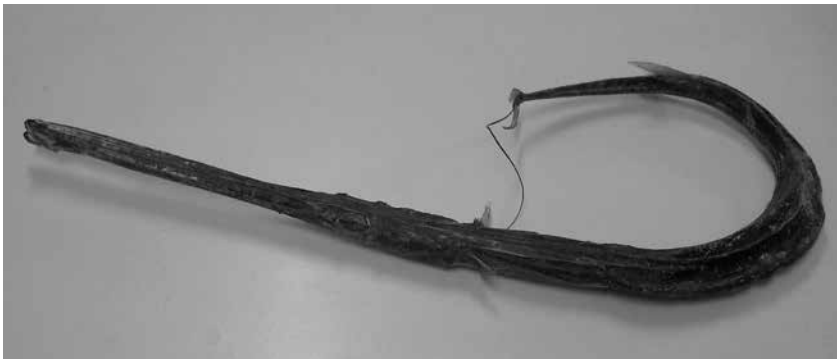


Fig. 1 - L'esemplare di *Fistularia commersonii* catturato lungo le coste dell'Argentario.
The specimen of Fistularia commersonii *captured along the coasts of the Argentario.*

Bibliografia

AZZURRO E., PIZZICORI P., ANDALORO F. (2004a) - First record of *Fistularia commersonii* from the Central Mediterranean. *Cybium*, **28** (1): 72-74.

AZZURRO E., FIORENTINO F., BARICHE B., GIUSTO G.B., ANDALORO F. (2004b) - Fish biodiversity changes in the central Mediterranean: the case of *Fistularia commersonii* and *Siganus luridus. Biol. Mar. Medit*., **11** (3): 81.

BILECENOGLU M., TASKAVAK E., BOGAC KUNT K. (2002) – Range extension of three Lessepsian migrant fish (*Fistularia commersonii, Sphyraena flavicauda, Lagocephalus suezensis*) in the Mediterranean Sea. *J. Mar. Biol. Ass. U.K*., **82**: 525-526.

CARDENAS S., BERASTEGUI, ORTIZ J.M. (1997) - First record of *Fistularia petimba* Lacepède, 1803 (Pisces, Fistularidae) off the coast of Cadíz (southern Iberian Peninsula). *Boletín del Instituto Español de Oceanografia*, **13**: 83-86.

CORSINI M., KONDILATOS G., ECONOMIDIS P.S. (2002) – Lessepsian migrant *Fistularia commersonii* from the Rhodes marine area. *J. Fish Biol*., **61**: 1061-1062.

FIORENTINO F., GIUSTO G.B., SINACORI G., NORRITO G. (2004) – First record of *Fistularia commersonii* (Fistularidae, pisces) in the strait of Sicily (Mediterranean Sea). *Biol. Mar. Medit*., **11** (2): 583-585.

FRITSZCHE R.A. (1976) - A review of the cornetfishes, genus *Fistularia* (Fistularidae), with a discussion of intrageneric relationship and zoogeography. *Bull. Mar. Sci.*, **26**: 196-204.

KARAKHLE K.P., TRIANTAPHYLLIDIS C., STERGIOU K.I. (2004) – Bluespotted cornetfish, *Fistularia commersonii* Ruppel 1838: a Lessepsian sprinter. *Acta Ichthyologica et Piscatoria,* **34** (1) : 103-108.

GOLANI D. (2000) – First record of the bluespotted cornetfish from the Mediterranean Sea. *J. Fish Biol*., **56**: 1545-1547.

GOLANI D., ORSI RELINI L., MASSUTÌ E., QUIGNARD J.P. (2002) – CIESM Atlas of exotic specie in the Mediterranean. Fishes. *CIESM publishers, Monaco*, **1**: 256 pp.

PIPITONE C., D'ANNA G., COPPOLA M., DI STEFANO G., BADALAMENTI F. (2004) - First record of the lessepsian fish *Fistularia commersonii* in the western Mediterranean. *Biol. Mar. Medit*., **11** (3): 327.

SOUISSI B., ZAOUALI J., BRADAI M.N., QUIGNARD J.P. (2004) - Lessepsian migrant fishes off the coasts of Tunisia. First record of *Fistularia commersonii* (Osteichthyes, Fistularidae) and *Parexocoetus mento* (Osteichthyes, Exocoetidae). *Vie et Milieu,* **54** (4): 247-248.

WATSON W., SANDKNOP E.M. (1996) – The early stages of fishes in the California Current region. Fistularidae: cornetfishes. CalCOFI Atlas, **33**: 718-723.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 890-891

A. Milazzo, B. Barraco, A.M. Beltrano, L. Cannizzaro,
M. Puleo, P. Rizzo, G. Salvo, S. Vitale

Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, Sez. di Mazara del Vallo,
Via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.
ninomilazzo@hotmail.com

CATTURA DI *FISTULARIA COMMERSONII,* RÜPPEL, 1838 (PISCES: FISTULARIDAE) NELLE ACQUE COSTIERE DI SELINUNTE (SICILIA SUD-OCCIDENTALE)

CAPTURE OF FISTULARIA COMMERSONII*, RÜPPEL, 1838 (PISCES: FISTULARIDAE) IN THE COASTAL WATERS OF SELINUNTE (S-W SICILY)*

Abstract

A sample of Fistularia commersonii *(Fistularidae) (Rüppel, 1838) (SL 860 mm, TW 453 g) was caught along the Selinunte's coastal strip (the south-west coast of Sicily). The caught was made on 20 December 2004 by means of trammel net at 2 Km off the coast and at a depth of 18 meters.*

Key-words*:* Fistularia commersonii*, Lessepsian migrant, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Un esemplare di *Fistularia commersonii* (Rüppel, 1838) è stato catturato nella fascia costiera selinuntina (costa sud-occidentale della Sicilia; Fig. 1). La cattura è stata effettuata mediante tramaglio tra uno e due chilometri dalla costa a circa 18 metri di profondità. La prima segnalazione di *F. commersonii* nel Mediterraneo è stata fatta nel 2000 lungo le coste d'Israele (Golani, 2000) successivamente la specie è stata segnalata lungo le coste dell'isola di Rodi (Corsini *et al*., 2002), lungo le coste dell'Anatolia (Bilecenoglu *et al*., 2002) e nelle acque di Lampedusa (Azzurro *et al*., 2004; Fiorentino *et al*., 2004; Pipitone *et al*., 2004).

Fig. 1 - Area di cattura.
Capture area.

Materiali e metodi

L'esemplare di *F. commersonii* è stato catturato il 20 dicembre 2004 dal motopesca la "Medusa" facente parte della marineria di Selinunte su un fondale prettamente sabbioso. Lo stesso giorno della cattura l'esemplare è stato trasferito presso i laboratori dell'IAMC-CNR sez. di Mazara del Vallo, dove sono state rilevate le misure biometriche ed è stato determinato il sesso.

Risultati

L'esemplare è risultato essere un maschio avente lunghezza totale di 1020 mm e un peso totale di 453 g. Le pinne pettorali dorsale e anale presentavano ognuna 14 raggi; nelle pinne pelviche invece sono stati riscontrati 6 raggi.

Conclusioni

La cattura di Selinunte sembra essere una tra le più a nord finora effettuata rispetto alle altre segnalazioni mediterranee. La rapidità con cui questo migrante lessepsiano trova habitat favorevole e capacità d'adattamento lungo le coste del Mediterraneo solo ora, all'inizio del ventunesimo secolo, sembra sorprendente e probabilmente indicativa di profondi ed altrettanto rapidi mutamenti ambientali.

Bibliografia

AZZURRO E., PIZZICORI P., ANDALORO F. (2004) - First record of *Fistularia commersonii* (Fistularidae) from the central Mediterranea. *Cybium,* **28** (1): 72-74.

BILECENOGLU M., TASKAVAK E., KUNT K.B. (2002) - Range extension of three lessepsian migrant fish (*Fistularia commersonii, Sphyraena flavicauda, Lagocephalus suezensis)* in the Mediterranean Sea.. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.,* **82** (3): 525-526.

CORSINI M., KONDILATOS G., ECONOMIDIS P.S. (2002) - Lessepsian migrant *Fistularia commersonii* from the Rhodes marine area. *J. Fish Biol.,* **61** (4): 1061–1062.

FIORENTINO F., GIUSTO G.B., SINACORI G., NORRITO G. (2004) - First record of *Fistularia commersonii* (Fistularidae, Pisces) in the strait of Sicily (Mediterranea Sea). *Biol. Mar. Medit.,* **11** (2): 583-585.

GOLANI D. (2000) - First record of the bluespotted cornetfish from the Mediterranean Sea. *J. Fish Biol.*, **56**: 1545-1547.

PIPITONE C., D'ANNA G., COPPOLA M., DI STEFANO G., BADALAMENTI F. (2004) - First record of the lessepsian fish *Fistularia commersonii* in the western Mediterranean. *Biol. Mar. Medit.,* **11** (3): 327.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 892-896

M. Mura, M.A. Davini, F. Orrù

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
mura@unica.it

OSSERVAZIONI SULLA BIOLOGIA DELL'ANGUILLIFORME *APTERICHTHUS ANGUIFORMIS* (PETERS, 1877) NEL MEDITERRANEO CENTRO-OCCIDENTALE

SOME ASPECTS OF BIOLOGY OF THE SLENDER FINLESS EEL APTERICHTHUS ANGUIFORMIS *(PETERS, 1877) IN THE CENTRAL WESTERN MEDITERRANEAN*

Abstract

A total of 26 specimens of the rare slender finless eel Apterichthus anguiformis *(Peters, 1877) has been collected for the first time in the Sardinian Channel (central-western Mediterranean). The specimens were found stranded along the Poetto shoreline (Gulf of Cagliari) during beach replenishment operations. First data on gonadal maturation and histological observations are reported. The diet consisted mainly of benthic invertebrates.*

Key-words: Apterichthus anguiformis*, Anguilliformes, Ophichthidae, Sardinian Channel, biology.*

Introduzione

La famiglia Ophichthidae è rappresentata in Mediterraneo da 6 generi caratterizzati da un corpo privo di squame e dall'assenza di pinna codale. Le narici ben separate, con la posteriore che si apre con una valvola nel labbro superiore o con un poro situato appena sopra la fessura orale, costituiscono l'altro carattere che differenzia significativamente gli individui appartenenti a questa famiglia dagli altri Anguilliformi. Gli Ofictidi mediterranei, esclusi gli appartenenti al genere *Ophisurus* che possono vivere anche nella scarpata continentale, sono caratteristici della platea continentale dove vivono infossati su fondi sabbiosi o fango-sabbiosi lasciando sporgere dal substrato, per la maggior parte del tempo, la parte superiore del corpo. Le abitudini bentoniche e la forma cilindrica del corpo, spesso associata alla piccola taglia, rendono problematica la cattura di molti di questi Anguilliformi e il loro studio. *Apterichthus anguiformis* (Peters, 1877) è un caso emblematico: di questo piccolo anguilliforme esistono, infatti, solo poche e generiche informazioni limitate anche dalle incertezze sistematiche, che ne hanno contraddistinto la classificazione per molto tempo, dovute a descrizioni lacunose, presunte sinonimie o errata determinazione tra questa specie e la congenere *A. caecus* (Linnaeus, 1758), e tra queste ed un altro Ofictide, *Dalophis imberbis*, fino alla precisa revisione di Blache e Bauchot (1972). La limitatezza delle informazioni comprende anche le notizie sulla distribuzione che sono pertanto approssimative: *A. anguiformis* è stato segnalato in Atlantico orientale (Bini, 1970; Blache *et al*., 1970; Blache e Bauchot, 1972; Bauchot, 1986) e in Mediterraneo (Moreau, 1881; Lozano Rei, 1947; Bello e Rizzi, 1988; Golani, 1996; Castriota *et al*., 2000). Notizie relative alla biologia si devono a Bertolini *et al*. (1956), Bauchot (1986), Leiby (1990) ed a Castriota e Campagnuolo (1998). La disponibilità di un numero

relativamente elevato, per questa specie, di individui ha reso possibile analizzare i principali caratteri meristici e studiare alcuni aspetti della loro biologia. In questa nota sono riportati alcuni aspetti della biologia trofica e riproduttiva di questa specie nel Canale di Sardegna (Mediterraneo centro-occidentale) e confrontate le caratteristiche morfometriche nei due sessi.

Materiali e metodi

Gli esemplari esaminati, 16 femmine e 10 maschi, sono stati raccolti tra la sabbia riversata durante le operazioni di ripascimento della spiaggia del Poetto (Golfo di Cagliari), dalle ore 7.00 alle ore 9.00 dell'11 marzo 2002. La sabbia è stata prelevata da una draga auto-propulsa aspirante-refluente, con sistema di prelievo a sorbona, in un'area localizzata nella piattaforma continentale del Canale di Sardegna a profondità comprese tra 50 e 55 m e definita dai punti di coordinate: A) 39°10'00", 09°15'09"; B) 39°10'00", 09°16'00"; C) 39°09'00", 09°15'09"; D) 39°09'00", 09°16'00". L'area di prelievo corrisponde ad un fondo Detritico Costiero con sabbie ghiaiose bioclastiche e sabbie fini e limose parzialmente ricoperte dalla Rodofita *Osmundaria volubilis* (Linnaeus, 1758). Di tutti gli individui sono stati rilevati i principali caratteri morfometrici, e il numero di vertebre è stato determinato per mezzo di esame radiografico.

Di ogni esemplare è stato analizzato il contenuto stomacale e prelevati campioni di gonade. Questi ultimi sono stati fissati in formaldeide al 5%, disidratati e inclusi in metacrilato. Le sezioni istologiche di 3 μm sono state colorate con il metodo di Dominici modificato per i metacrilati. Lo stadio di sviluppo degli ovociti è stato determinato, secondo il modello proposto da Forberg (1982), mediante l'esame microscopico delle sezioni dell'ovario.

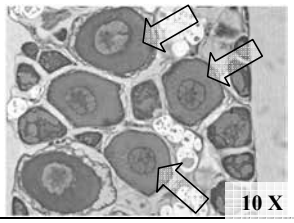
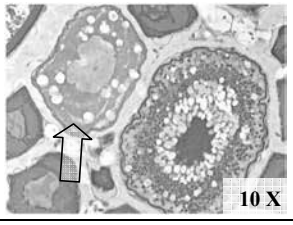
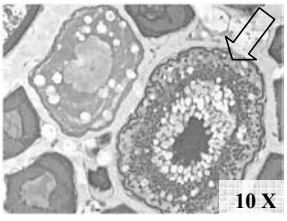
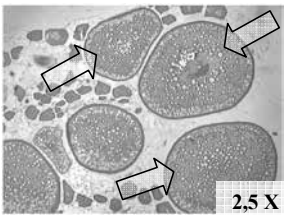
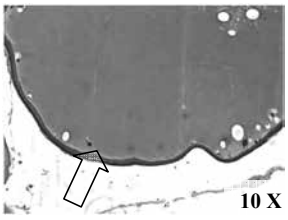
Gli esemplari sono attualmente conservati presso il museo del Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia dell'Università di Cagliari.

Risultati e conclusioni

L'osservazione istologica ha permesso di apprezzare nelle femmine ovociti in diversi stadi maturativi (Tab. 1), già dalla taglia di 208 mm di lunghezza totale (LT). Il loro diametro massimo misurato è stato di 960 μm in una femmina di 346 mm LT. La presenza contemporanea nell'ovario di ovociti appartenenti a due diversi stadi maturativi, uno dei quali rappresentato da ovociti primari (stadio B), indica la natura sincrona (group-synchronous) e la possibilità di più periodi riproduttivi (Murua e Saborido-Rey, 2003) relativamente brevi (Nagahama, 1983). Nelle sezioni istologiche del testicolo si evidenziano tutti gli stadi maturativi con pochi spermi maturi. I principali dati morfologici rilevati negli esemplari di *A. anguiformis* sono riportati nella Tab. 2. Taglie maggiori sono state osservate nei maschi, mentre l'analisi dei dati morfometrici non ha in generale evidenziato differenze significative tra femmine e maschi. Solo il confronto tra le rette di regressione, calcolate per i parametri lunghezza testa/lunghezza preorbitale nei due sessi, mostra una differenza significativa ($F=15{,}21$; $p<0{,}01$) tra i coefficienti angolari (femmine $y=0{,}69+0{,}14x$; $t=9{,}63$; $p<0{,}01$; maschi $y=-1{,}53+0{,}24x$; $t=10{,}54$; $p<0{,}01$). La lunghezza preorbitale, a parità di lunghezza della testa, è maggiore nei maschi di *A. anguiformis*; perciò in questa specie i maschi presentano un muso più pronunciato. Il valore minimo del numero delle vertebre riscontrato in *A. anguiformis*

è di 147 rispetto ai 150 e 153 riportati rispettivamente da Bauchot (1986) e Castriota *et al*. (2000) per la stessa specie, mentre il numero massimo è simile a quanto riportato da questi Autori. Il contenuto stomacale osservato, composto da anfipodi, isopodi e policheti, non differisce nei due sessi.

Tab. 1 - *Apterichthus anguiformis*: sezioni istologiche di gonadi con ovociti in diversi stadi maturativi.
Histological sections of the Apterichthus anguiformis *ovaries. Different oogenesis stages are represented.*

STADIO B	Giovani ovociti con nucleo grande e citoplasma fortemente basofilo. Diametro compreso tra 60 e 120 µm.	
STADIO VL	Il citoplasma appare debolmente basofilo e di aspetto granuloso. Compaiono in numero e posizione variabile le vescicole lipidiche otticamente vuote e gli alveoli corticali. La membrana cellulare viene avvolta da una corona di cellule follicolari. Il diametro è compreso fra 150 e 220 µm.	
STADIO 1Y	Le uova presentano le prime gocce eosinofile frammiste in vario grado a quelle lipidiche. La membrana cellulare comincia ad ispessirsi mentre le cellule follicolari si assottigliano. Diametro compreso tra 200 e 350 µm.	
STADIO 2Y	Si differenzia dal precedente per l'aumento delle gocce di vitello proteico: queste cominciano a fondersi tra loro per costituire degli ammassi sempre più voluminosi e omogenei. La zona radiata appare più spessa e costituita da più strati concentrici. Il diametro supera 600 µm.	
STADIO 3Y	Le gocce di vitello si fondono dando luogo ad una massa omogenea mentre il nucleo non è più visibile. Aumentano ancora le dimensioni con un diametro che raggiunge circa 1000 µm.	

Tab. 2 - Principali dati morfologici rilevati negli esemplari di *Apterichthus anguiformis*.
Morphological data of the specimens of Apterichthus anguiformis *collected in the Sardinian Channel.*

sesso	Numero totale vertebre	Lunghezza totale (mm)	Lunghezza preanale (mm)	Lunghezza post-anale (mm)	Altezza corpo (mm)	Lunghezza testa (mm)	Lunghezza cranio (mm)	Lunghezza preorbitale (mm)	Diametro oculare (mm)	Distanza interorbitale (mm)	Lunghezza apertura boccale (mm)	Altezza apertura branchiale (mm)	Lunghezza istimo (mm)
F	150	208	104	104	2,8	15,9	7,0	2,9	1,0	1,3	4,7	0,9	0,8
F	151	237	115	122	3,8	17,9	8,6	3,1	1,2	1,4	5,7	1,4	0,6
F	147	261	126	135	3,4	18,4	8,2	3,7	1,1	1,1	5,8	1,4	0,7
F	148	272	135	137	3,9	19,0	9,1	3,2	1,0	1,6	6,1	1,7	1,0
F	147	285	136	149	4,0	20,6	9,9	3,5	1,1	1,5	6,2	1,7	0,9
F	154	307	143	164	4,0	20,7	9,3	3,4	1,0	1,7	6,6	1,7	1,2
F	150	312	154	158	4,0	21,9	10,4	3,6	1,1	1,5	6,4	1,6	0,8
F	154	314	155	159	4,2	21,6	10,6	3,8	1,2	1,6	6,2	1,9	0,9
F	151	326	152	174	4,1	21,9	11,0	3,9	1,2	1,4	6,7	1,5	1,0
F	152	332	162	170	4,1	21,5	10,2	3,7	1,3	1,6	6,7	1,5	0,8
F	151	345	167	178	4,5	21,3	10,2	3,7	1,1	1,9	7,1	1,9	1,0
F	152	346	164	182	4,7	23,4	9,6	3,8	1,2	1,9	6,8	2,1	1,2
F	150	354	172	182	4,9	23,5	10,7	4,0	1,4	2,2	7,6	1,7	1,3
F	147	363	179	184	4,3	24,6	11,8	4,2	1,2	2,2	7,2	2,1	1,0
F	154	375	186	189	5,3	23,7	12,1	4,6	1,2	2,4	7,4	2,4	1,0
F	150	387	193	194	4,7	25,3	12,5	4,3	1,5	1,8	7,8	2,1	1,2
M	153	274	136	138	3,7	20,5	9,2	3,4	1,1	1,2	6,6	1,6	0,7
M	156	274	134	140	3,5	20,9	9,4	3,4	1,2	1,5	6,0	1,8	0,8
M	158	289	140	149	3,7	20,6	9,0	3,5	1,1	1,3	5,9	1,3	1,0
M	152	321	157	164	4,2	20,9	9,7	3,7	1,2	1,6	6,6	1,6	0,9
M	151	334	165	169	4,5	22,9	11,6	4,2	1,1	2,0	6,9	1,7	0,9
M	151	344	168	176	5,0	23,1	10,7	3,9	1,4	1,8	6,4	2,3	1,0
M	150	348	172	176	4,4	23,9	11,3	3,8	1,2	2,1	7,1	2,0	0,9
M	150	357	174	183	4,5	23,3	10,6	4,7	1,2	2,0	6,7	2,1	1,1
M	147	422	212	210	6,2	28,5	14,7	5,2	1,5	2,3	8,9	2,6	1,2
M	155	498	249	249	6,8	31,7	17,9	6,3	1,5	2,8	9,2	3,1	1,5

Bibliografia

BAUCHOT M.L. (1986) - Ophichthidae (including Echelidae). In: Whitehead P.J.P., M.L. Bauchot, J.C. Hureau, J. Nielsen, E. Tortonese (eds), *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean,* **2**. UNESCO, Paris.

BELLO G., RIZZI E. (1988) - I Teleostei raccolti nell'Adriatico meridionale nelle campagne sperimentali di pesca a strascico 1985-87. *Quaderni dell'Istituto Ricerca Pesca Marittima*, **5**: 77-90.

BERTOLINI F., D'ANCONA U., PADOA MONTALENTI E., RANZI S., SANZO L., SPARTA A., TORTONESE E., VIALLI M. (1956) - Uova, larve e stadi giovanili di Teleostei. *Fauna e Flora del Golfo Napoli*, Monografia: 1065 pp.

BINI G. (1970) - *Atlante dei Pesci delle Coste Italiane*. Mondo Sommerso Ed., Roma, **2**: 308 pp.
BLACHE J., BAUCHOT M.L. (1972) - Contribution à la connaissance des Poissons Anguilliformes de la côte occidentale d' Afrique. 13e note: les genres *Verma, Apterichthus*, *Ichthyapus*, *Hemerorhinus*, *Caecula*, *Dalophis* avec la description de deux genres nouveaux (Fam. des Ophichthidae). *Bulletin de l'Institut Fondamental de l'Afrique Noire*, **34**: 692-773.
BLACHE J., CADENAT J., STAUCH A. (1970) - Clés de détermination des poissons de mer signalés dans l'Atlantique oriental entre le 20e parallèle nord et le 15e sud. *Faune tropicale*, Paris: 479 pp.
CASTRIOTA L., CAMPAGNUOLO S. (1998) - First record of *Apterichthus anguiformis* (Anguilliformes, Ophichthidae) in the southern Tyrrhenian Sea. *Cybium*, **22**: 198-200.
CASTRIOTA L., CAMPAGNUOLO S., SUNSERI G. (2000) - Sulla cattura di quattro esemplari di *Apterichthus anguiformis* (Peters, 1877) (Osteichthyes: Ophichthidae) in un fondale dell'isola di Ustica. *Biol. Mar. Medit.*, **7**: 939-942.
FORBERG K.G. (1982) - A histological study of development of oocytes in capelin, *Mallotus villosus villosus* (Müller, 1776). *J. Fish Biol.*, **20**: 143-154.
GOLANI D. (1996) - The marine ichthyofauna of the eastern Levant. History, inventory and characterization. *Israel J. Zool.*, **42**: 15-55.
LEIBY M. (1990) - Ophichthidae. In: Quero J.C., J.C. Hureau, C. Karrer, A. Post and L. Saldanha (eds), *Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic*. UNESCO, Paris.
LOZANO REY L. (1947) - Peces ganoideos y fisostomos. *Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Madrid, serie ciencias naturales*, **11**: 839 pp.
MOREAU E. (1881) - *Histoire naturelle des Poissons de la France*. G. Masson Ed., Paris, **3**: 697 pp.
MURUA H., SABORIDO-REY F. (2003) - Female reproductive strategies of marine fish species of the North Atlantic. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, **33**: 23-31.
NAGAHAMA Y. (1983) - The functional morphology of the teleost gonads. In: W.S. Hoar and Randall D.J. (eds), *Fish physiology,* New York: Academic Press, **9A**: 233-275.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 897-900

M. Pellizzato, J. Favretto, T. Galvan, P. Penzo

Agri.Te.Co., Via C. Mezzacapo, 15 - 30175 Marghera (VE), Italia.
pellizzato@agriteco.com

PRODUZIONE ALIEUTICA IN LAGUNA DI VENEZIA

ALIEUTIC PRODUCTION IN THE VENICE LAGOON

Abstract

Over the last few years there have been numerous studies monitoring the activities of the artisanal fisheries, studies on aquaculture in the "valli da pesca", research on mollusc culture and the fishing of alieutic resources. This work summarises the knowledge acquired from these studies: following is an estimate for the production of the main edible species from many production activities that still exist in the lagoon for the period 2001-2003 (total annual average 41,000 t).

Key-words: *artisanal fishing, aquaculture, mollusc culture, biological production, Venice lagoon.*

Introduzione

I 550 km^2 della laguna di Venezia rappresentano ancora oggi un territorio essenziale al reddito ed al mantenimento delle sue genti che, per la maggior parte isolane, sono dedite alle attività di pesca ed acquicoltura. In questo lavoro sono sintetizzati i dati ottenuti nell'ambito degli studi e dei monitoraggi della produzione alieutica lagunare, finanziati dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, dal Magistrato delle Acque e dalla Provincia di Venezia, relativi al periodo 1999-2003.

Materiali e metodi

I dati utilizzati per questa sintesi derivano da una serie di ricerche pluriennali che hanno portato al censimento sistematico degli attrezzi da posta e dei sistemi di pesca artigianale presenti nelle diverse zone lagunari, al controllo ed alla localizzazione del numero di unità di sforzo ed alla verifica del pescato (Magistrato alle Acque, 1999, 2003). Parallelamente sono state svolte ricerche sulla mitilicoltura lagunare (Boatto *et al.,* 2002) e sulla risorsa *Tapes philippinarum,* per una conoscenza della sua distribuzione e per una valutazione dei popolamenti (Magistrato alle Acque, 2004; Boatto e Pellizzato, 2005). La produzione delle valli da pesca è stata analizzata attraverso interviste mirate agli operatori e da osservazioni dirette nel periodo di raccolta del pesce presso le aziende vallive (Boatto *et al.,* 2002; Provincia di Venezia, 2000). I monitoraggi hanno riguardato anche le catture operate dai pescatori dilettanti/amatoriali, anche quelle con i bilancioni (attrezzi fissi costituiti da una ampia rete quadrangolare, assicurata ai quattro angoli da cavi e carrucole).

Risultati

Per quanto riguarda la pesca tradizionale lagunare (reti fisse), nel periodo 1998-2003 si è assistito ad una graduale riduzione dello sforzo di pesca pari a circa il 23% (da 4.243 bertovelli dell'anno 1998 a 3.272 bertovelli del 2003). Gli

studi condotti (Magistrato alle Acque, 1999, 2003, 2004) hanno verificato che tale calo è attribuibile alla effettiva diminuzione dei pescatori professionisti, mentre il numero di bertovelli/addetto e giornate di pesca/anno non hanno invece subito rilevanti variazioni. La produzione media annua di questi sistemi tradizionali di pesca è stimata in ~480 t/anno. Dall'analisi del pescato effettuata su base mensile verificando le catture ed i conferimenti al mercato di oltre 80 pescatori lagunari, è stata stimata la composizione percentuale (in peso), distinta per specie, riferita alle principali catture: *Atherina boyeri* (latterino 22,1%), *Zosterisessor ophiocephalus* (gò 23,3%), *Platichthys flesus* (passera 1,9%), mugilidi (cefali spp. 6,9%), *Anguilla anguilla* (anguilla 0,2%), "mazanete" (26,6%) e "moleche" (7,7%) rispettivamente femmine ovigere ed esemplari in fase di post-muta di *Carcinus aestuarii*, *Palaemon* spp. (gambero 4,0%), *Crangon crangon* (schilla 1,5%), *Sepia officinalis* (seppia 5,8%).

I quantitativi delle principali specie prodotte sono sintetizzati in Tab. 1. Dal confronto con i dati ottenuti in un analogo studio riferito al 1998 (Magistrato alle Acque, 1999), si può osservare come la produzione totale abbia registrato una flessione del 36%, interessando tutte le specie, ad eccezione dei granchi verdi (Tab. 1).

Tab. 1 - Produzione lagunare per specie (t). Anno 1997-1998 e media degli anni 2001-2003.
Lagoon production per species (t). Year 1997-1998 and average for the years 2001-2003.

Produzione lagunare (t)											
Anno	**Latterini**	**Gò**	**Passere**	**Cefali**	**Anguille**	**Mazanete**	**Moleche**	**Gamberi**	**Schille**	**Seppie**	**TOT**
1998	163	179	29	219	6	50	20	56	33	-	**751**
Media (2001-2003)	107	112	9	33	1	128	37	19	7	28	**481**

Utilizzati in passato da professionisti, i bilancioni, sono oggi usati a scopo prevalentemente amatoriale: in laguna sono state censite 31 strutture, per un pescato annuo complessivo pari a circa 12 t.

La produzione di *Mytilus galloprovincialis*, concentrata su strutture fisse in legno (vivai) in prossimità delle bocche di porto di Malamocco e Chioggia, è stimata per il periodo 1998-2003 in ~4.000 t/anno (Boatto *et al.,* 2002), registrando una netta flessione rispetto alle circa 21.000 t/anno prodotte negli anni '80. Tra le cause che hanno determinato questa riduzione, vi è sicuramente lo sviluppo degli impianti di mitilicoltura in mare aperto (long-line) che garantiscono grandi spazi e mitili di migliore qualità.

Con l'introduzione (1983) e la diffusione negli anni '90 della vongola filippina *Tapes philippinarum*, la pesca professionale in laguna ha subito radicali trasformazioni. L'aumento dello sforzo di pesca sui banchi di questi bivalvi, con nuovi attrezzi più selettivi ed efficienti, ha portato in breve ad un aumento della produzione, rendendo la laguna di Venezia leader del settore in Europa. La produzione media annua di *T. philippinarum*, per quanto concerne il periodo indagato, è stata mediamente stimata in ~35.000 t/anno.

La principale specie allevata nelle valli da pesca presenti in laguna di Venezia è *Sparus aurata* (43%), seguita dai mugilidi (30%) e da *Dicentrarchus labrax* (18%).

La produzione di *A. anguilla* risulta del tutto marginale (5%) e quella dei mugilidi, soprattutto di *Liza ramada*, *L. saliens, L. aurata,* risulta inferiore a quella potenziale per i bassi prezzi che spunta sui mercati locali. Alcune valli trovano più conveniente, infatti, specializzarsi nella produzione esclusiva di una o due specie (*Chelon labrosus* e *Mugil cephalus),* che sono per tradizione richiesti in alcuni specifici periodi dell'anno (a Natale il primo e ad agosto il secondo). Sulla base dei dati raccolti si stima che annualmente le valli da pesca producano in media 68,2 kg/ettaro secondo la ripartizione in specie riportata in Tab. 2, per una produzione totale di circa 640 t/anno.

L'allevamento estensivo in valle da pesca è sostenuto da semine di novellame selvatico pescato da una trentina di addetti (novellanti) che praticano l'attività nel periodo marzo-maggio. I quantitativi di novellame pescati mediamente per anno sono rappresentati da 2,3 milioni di orate, 2,1 milioni di mugilidi e mezzo milione di branzini (Franzoi e Pellizzato, 2002).

Tab. 2 - Stima della produzione valliva.
Estimate of valley production.

Specie	Quantità (kg/ha)	Totale (t)
Dicentrarchus labrax	12,20	114
Sparus aurata	30,02	282
Mugilidi	20,16	189
Anguilla anguilla	3,27	31
Altro	2,55	24
Totale	**68,20**	**640**

Anche la pesca dilettantistica costituisce un importante elemento nella valutazione della produzione della laguna, basti considerare che il numero medio di licenze per la pesca non professionale, è compreso tra le 5-6.000 unità/anno: è stato valutato che nel periodo 1998-2003 la produzione media annua derivante da pesca dilettantistica è di circa 290 t/anno, equamente ripartita tra *T. philippinarum* e varie specie ittiche lagunari.

La produzione alieutica media annua nel quinquennio 1998-2003 è riassunta in Tab. 3.

Tab. 3 - Produzione annuale stimata della laguna di Venezia media del periodo 1998-2003.
Estimated annual production of the Venice lagoon average of period 1998-2003.

Tipo di produzione	Quantità (t)
Allevamento di *M. galloprovincialis*	4.000
Raccolta di *T. philippinarum*	35.000
Raccolta dilettantistica di *T. philippinarum*	400
Sub Totale (molluschi bivalvi)	**39.400**
Vallicoltura varie specie ittiche	640
Pesca professionale con attrezzi fissi	480
Pesca dilettantistica con bilancioni di specie ittiche	12
Pesca dilettantistica e amatoriale	290
Sub Totale (pesci, crostacei, molluschi cefalopodi)	**1.322**
Totale	**40.722**

Conclusioni

La produzione media annuale della laguna di Venezia riferita al periodo 2001-2003 è stata stimata in ~41.000 t. La maggior parte (39.400 t) deriva dall'allevamento e dalla raccolta di molluschi bivalvi (*T. philippinarum* e *M. galloprovincialis*).

Le valli da pesca sono attualmente sotto utilizzate per la produzione ittica (640 t/anno): molte di queste sono infatti orientate ad una gestione ambientale indirizzata a favorire soprattutto l'attività venatoria mantenendo le acque dei bacini vallivi con salinità prossime al 10‰ atte a favorire l'avifauna.

La pesca tradizionale con reti fisse, faticosa e meno redditizia di altri mestieri, registra un sensibile e preoccupante calo di addetti: il loro contributo alla produzione alieutica lagunare è stato valutato in 480 t/anno, ed è rappresentato da specie di pregio o di "nicchia" ("moleche", "mazanete", schille, go', latterini).

I bilancioni, utilizzati in passato per la pesca professionale, hanno oggi una funzione principalmente di svago e, a fronte di una produzione annua media di 12 t, il pescato viene consumato sul posto o ceduto ad amici e conoscenti.

Un elemento importante (290 t/annue) è rappresentato anche dalla pesca dilettantistica e amatoriale, che in laguna si pratica soprattutto da maggio a settembre, ed è rivolta alla raccolta di molluschi bivalvi e gasteropodi e alla cattura di seppie, crostacei e pesce pregiato come spigole e orate.

Pesca e acquicoltura sono pratiche ancora diffuse e ben radicate in laguna di Venezia, e tali attività dovrebbero essere tenute in adeguata considerazione nelle scelte di programmazione territoriale, non solo per la loro importanza economica, produttiva e di svago, ma anche per l'identità storica e culturale che determinano nell'ambiente lagunare veneziano.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, la Provincia di Venezia, il Magistrato delle Acque e il Consorzio Venezia Nuova che hanno reso possibile l'uso di dati ed informazioni per il presente lavoro. Un ringraziamento particolare alla Regione Veneto ed alle Università di Venezia e Padova.

Bibliografia

BOATTO V., GALLETTO L., OREL G., PELLIZZATO M., ROSSETTO L., SFRISO A., SILVESTRI S., ZENTILIN A. (2002) - Evaluation of alternative scenarios for alieutic resources management in the lagoon of Venice. *Ist. Ven. Sci. Lett. Arti – CoRiLa*: 69-84.

BOATTO V., PELLIZZATO M. (2005) - *La filiera produttiva della vongola* Tapes philippinarum *in Italia*. Franco Angeli Ed., Milano: 185 pp.

FRANZOI P., PELLIZZATO M. (2002) - La pesca del pesce novello da semina in laguna di Venezia nel periodo 1999-2001. *Lavori - Soc. Ven. Sc. Nat.,* **27**: 57-68.

MAGISTRATO ALLE ACQUE (1999) - Monitoraggio dalle attività alieutiche e dell'avifauna in laguna aperta. Studio C.4.3. Fase I Relazione finale: 61 pp.

MAGISTRATO ALLE ACQUE (2003) - Monitoraggio delle attività alieutiche e dell'avifauna in laguna aperta. Studio C.4.3. Fase III Relazione finale: 83 pp.

MAGISTRATO ALLE ACQUE (2004) - La funzionalità dell'ambiente lagunare attraverso rilievi delle risorse alieutiche, dell'avifauna e dell'ittiofauna. Studio B.12.3. Fase III.

PROVINCIA DI VENEZIA (2000) - Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della provincia di Venezia. Sannioprint, Benevento: 102 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 901-903

C. Porcu, D. Cuccu, M.A. Davini, A. Pendugiu, M.C. Follesa

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
cporcu@unica.it

NUOVE CATTURE DI *AULOPUS FILAMENTOSUS* (OSTHEICHTHYES, AULOPIDAE) NEI MARI SARDI

NEWS CATCHES OF AULOPUS FILAMENTOSUS *(OSTHEICHTHYES, AULOPIDAE) IN THE SARDINIAN SEAS*

Abstract

News catches of Aulopus filamentosus *(Bloch, 1792) (Ostheichthyes, Aulopidae) in the Sardinian seas are reported in this note. Twenty-three specimens (18 females and 5 males) were caught between 140 and 166 m depth during a trawl survey carried out in September 2004 and April 2005. Morphologic and meristic characters and biological data are included.*

Key-words: Aulopus filamentosus*, news catches, Sardinian seas, Mediterranean sea.*

Introduzione

Aulopus filamentosus (Bloch, 1792) è specie bentonica distribuita in Atlantico orientale, dal Portogallo alle Canarie, e in Mediterraneo (Tortonese, 1970) tra i 150 e i 1000 metri di profondità nonostante si ritrovi più frequentemente tra i 200 e i 300 metri (Fischer *et al*., 1987). È considerata rara nel Mar Ligure, sulle coste continentali italiane del Tirreno e dello Ionio (Bini, 1968) e rarissima in Adriatico (Dulčić e Grbec, 2000). Sebbene questa specie, fino agli anni 70, fosse ritenuta relativamente abbondante nella parte superiore della scarpata della Sardegna meridionale (Maurin, 1968), attualmente il suo rinvenimento nelle acque sarde è considerato solo occasionale con sporadiche catture. In questa nota, pertanto, si segnalano recenti catture di *A. filamentosus* e si riportano per la prima volta per i mari sardi i principali caratteri morfologici e meristici della specie oltre che alcuni cenni sulla sua biologia.

Materiali e metodi

Durante due pescate a strascico, una effettuata nel versante sud-orientale e l'altra in quello sud-occidentale del Mar di Sardegna, rispettivamente nel mese di settembre 2004 e di aprile 2005, sono stati catturati 23 esemplari di *A. filamentosus* (18 femmine e 5 maschi) ad una profondità compresa fra i 140 e i 166 metri.

Di tutti gli individui sono stati rilevati le principali misure morfologiche e meristiche e determinato il sesso e lo stadio di maturità delle gonadi secondo la scala proposta da Holden e Raitt (1974) per i depositori totali. Sono stati, inoltre, prelevati gli stomaci e osservato il loro contenuto stomacale.

Risultati e conclusioni

Le femmine hanno presentato un range di lunghezza totale (LT) e peso totale (PT) compreso rispettivamente tra 201 e 448 mm e 52,9 e 757 g. L'intervallo dei

maschi è risultato inferiore rispetto a quello delle femmine (LT tra 230 e 390 mm; PT tra 72,1 e 459,6 g).

I principali caratteri morfologici (minimo-massimo; media % LS ± ds) e meristici di *A. filamentosus* per il totale degli individui e per sessi separati vengono riportati in Tab. 1.

Tab. 1 - Caratteri morfologici e meristici di *A. filamentosus* catturati nei mari sardi. *Morphologic and meristic characters of* A. filamentosus *caught in the Sardinian seas.*

	Totale individui		Femmine	Maschi
Caratteri morfologici	**Range taglia (mm)**	**Media %LS±ds**	**Media %LS±ds**	**Media %LS±ds**
Lunghezza Totale (LT)	201-448	-	-	-
Lunghezza Standard (LS)	170-384	-	-	-
Lunghezza alla Forca	183-402	-	-	-
Lunghezza anale	105-242	-	-	-
Larghezza massima	22,9-64,5	14,5±1,5	14,7±1,3	13,7±2,0
Lunghezza predorsale	58,5-146,8	36,8±2,7	36,4±3,0	37,9±1,2
Lunghezza testa	45,7-114,0	29,8±1,2	29,8±1,2	30,0±1,5
Lunghezza postorbitaria	23,4-55,7	14,6±0,6	14,5±0,6	14,7±0,8
Lunghezza preorbitaria	14,5-38,4	9,7±0,7	9,6±0,7	10,1±1,0
Diametro oculare	12,0-28,5	7,0±0,9	7,0±1,0	7,0±0,6
Lunghezza base dorsale	29,7-78,2	19,6±1,0	19,7±1,0	19,3±0,6
Altezza II raggio dorsale	30,9-132,0	23,5±12,1	17,3±1,1	45,6±4,6
Lunghezza pinna pettorale	25,5-61,2	16,6±0,9	16,6±0,9	16,8±0,7
Base pinna ventrale	6,3-18,4	4,6±0,4	4,7±0,5	4,5±0,2
Altezza pinna ventrale	32,7-79,2	21,3±2,2	20,6±2,1	23,5±0,8
Base pinna anale	18,4-40,0	11,1±1,8	11,0±1,9	11,6±1,0
Lunghezza peduncolo codale	27,1-70,7	20,0±10,4	18,5,0±9,9	25,3±11,6
Lunghezza tronco	56,1-134,2	33,7±1,7	33,9±1,6	33,1±1,9
Lunghezza coda	21,9-117,0	25,5±9,3	26,8±8,8	20,9±10,8
Altezza ultimo raggio anale	10,5-28,0	7,0±1,0	6,4±0,3	8,9±0,4
Altezza peduncolo codale	10,7-25,5	6,3±0,4	6,2±0,4	6,5±0,4
Altezza massima	28,5-72,2	17,1±1,8	17,1±1,7	17,1±2,0
Caratteri meristici				
Raggi pinna dorsale	15		15	15
Raggi pinna pettorale	11-13		11-13	12-13
Raggi pinna ventrale	9		9	9
Raggi pinna anale	11-12		11-12	11-12
Raggi pinna codale	26-28		26-28	26-28
Squame linea laterale	46-55		46-55	48-50

Il confronto di alcuni caratteri morfologici, quali l'altezza del secondo raggio della pinna dorsale e l'altezza dell'ultimo raggio della pinna anale, effettuato separatamente per femmine e maschi, ha evidenziato notevoli differenze morfometriche tra i due sessi con entrambi i raggi più lunghi nei maschi rispetto alle femmine, mostrando quindi uno spiccato dimorfismo sessuale caratteristico della specie.

È da segnalare che i dati meristici rilevati per gli esemplari sardi sono comparabili a quelli riportati in letteratura per gli altri mari italiani (Bini, 1968).

Dall'osservazione macroscopica delle gonadi, le femmine e i maschi di *A. filamentosus* pescati a settembre hanno presentato rispettivamente ovari e testicoli maturi (stadio 6) con uova traslucide e sperma fluente. Tutti gli individui catturati ad aprile, invece, hanno mostrato gonadi in stato avanzato di riassorbimento (stadio 8). Il rinvenimento di femmine in "riposo riproduttivo" ad aprile non sembra confermare quanto affermato nell'unica nota bibliografica riguardante il periodo di deposizione della specie, nella quale si riporta la presenza di ovari completamente maturi tra marzo e giugno e si suppone un periodo di maturità sessuale di durata quasi annuale (Sanzo, 1938).

Negli stomaci esaminati, per la maggior parte pieni, sono stati rinvenuti unicamente resti di pesci teleostei non identificati. Questo dato trova corrispondenza nella forma particolare della bocca e dei denti (aghiformi, disposti su entrambe le mascelle in tre serie, sul vomere, sui palatini e sulla lingua), caratteristica di una dieta essenzialmente carnivora come precedentemente affermato in letteratura (Bini, 1968).

Bibliografia

BINI G. (1968) - *Atlante dei pesci delle coste italiane*. Mondo sommerso, Roma: 136-140.

DULČIĆ J., GRBEC B. (2000) - Climate change and Adriatic ichthyofauna. *Fish. Oceanogr*., **9** (2): 187-191.

FISHER W., BAUCHOT M.L., SCHNEIDER (eds) (1987) - Fiches FAO d'identification des espèces pou les besoins de la pèche. (Révision 1). Méditerranée et Mer Noire. Zone de pêche 37. **2**. Vertébrés. Publication préparée par la FAO (Project GCP/INT/422/EEC). Rome, FAO: 970-971.

HOLDEN M.J., RAITT D.F.S. (1974) - Manual of fisheries science. Part 2. Methods of resource investigation and their application. *FAO Fish. Tech. Pap*., **115**: 214 pp.

MAURIN C. (1968) - Ecologie ichthyologique des fonds chalutables Atlantiques et de la Méditerranéen Occidentale. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit*., **32**: 1-147.

SANZO L. (1938) - Uova ovariche mature e sviluppo larvale di *Aulopus filamentosus* Cuv. *Mem. Com. Talassogr. Ital*., **254**: 1-7.

TORTONESE E. (1970) – *Osteichthyes*. *Fauna d'Italia*. Calderini Ed., Bologna: 183-185.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 904-906

V. Tirelli[1,2], D. Borme[1,2], T. Zollet[2], M. Costantini[2,3],
A. De Olazabal[1], M. Cigar[2], S. Fonda Umani[1,2]

[1]Laboratorio di Biologia Marina, Via A. Piccard, 54 - 34010 S. Croce Trieste, Italia.
tirelli@univ.trieste.it
[2]Dipartimento di Biologia, Università di Trieste, Via Giorgieri, 10 - 34127 Trieste, Italia.
[3]C.S.E.E., Riserva Naturale di Miramare - WWF, Viale Diramare, 349 - 34014 Trieste, Italia.

OSSERVAZIONI SUI CONTENUTI STOMACALI DI *ENGRAULIS ENCRASICOLUS* (LINNEO, 1758) E *SARDINA PILCHARDUS* (WALBAUM, 1792), CATTURATI CON LAMPARA NEL GOLFO DI TRIESTE

OBSERVATIONS ON THE GUT CONTENTS OF ENGRAULIS ENCRASICOLUS *(LINNEO, 1758) AND* SARDINA PILCHARDUS *(WALBAUM, 1792), CAUGHT BY LAMPARA IN THE GULF OF TRIESTE*

Abstract

Stomach content analysis of adult European anchovies and sardines (Clupeiformes) are shown. Fish were caught by lampara *purse seine net (fishing with light) in the Gulf of Trieste during May-October 2001-2002. Both species were strictly zooplanktivorous with small copepods dominating their diet. Feeding strategy was analysed with the graphical Costello method.*

Key-words**:** *anchovy, sardine, diets, Northern Adriatic Sea.*

Introduzione

Nel Golfo di Trieste (Alto Adriatico) la *lampara* (pesca con rete a circuizione e fonti luminose artificiali) è il sistema di pesca più importante per la cattura del pesce azzurro. Tale sistema sfrutta l'azione aggregante della luce sulle specie ittiche pelagiche facilitandone la cattura. Una volta attratti dalla luce, i pesci trovano cibo in superficie in prossimità dei pescherecci. Non è stata descritta a tutt'oggi l'attività alimentare di *Engraulis encrasicolus* (Linneo, 1758) e *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) in condizioni di illuminazione artificiale. Sebbene siano già stati condotti studi sull'alimentazione di *E. encrasicolus* e *S. pilchardus* (Vučetić, 1964; Bulgakova, 1992; Tudela e Palomera, 1997; Plounevez e Champalbert, 2000; Bode *et al.*, 2004), le informazioni riguardanti la dieta degli individui adulti risultano essere ancora scarse per quanto riguarda l'Alto Adriatico.

Materiali e metodi

Nel corso della stagione di pesca 2001 e 2002 sono stati effettuati 10 campionamenti di pesce e sono stati analizzati i contenuti stomacali di 236 acciughe (lunghezza totale media ± dev. st.: 12,5±0,9 cm) e 225 sardine (lunghezza totale media ± dev. st.: 13,6±1,5 cm). Le prede sono state determinate al minimo livello tassonomico possibile con stereomicroscopio (70×). Sono stati calcolati anche gli indici di vacuità, di abbondanza numerica (N%=numero di prede di una data categoria/numero di prede totali ×100) e di occorrenza (O%=numero di stomaci contenenti una data categoria alimentare/numero di stomaci contenenti cibo ×100)

delle prede. La dieta è poi stata analizzata applicando il metodo grafico di Costello (1990), modificato da Amundsen *et al*. (1996).

Durante i campionamenti di luglio ed agosto 2001 un echosounder Biosonics DT6000 è stato posizionato al di sotto delle lampade di un peschereccio per registrare gli echi relativi alle specie *E. encrasicolus* e *S. pilchardus,* prima e dopo 30 min dall'accensione delle lampade. Contemporaneamente sono state effettuate anche delle retinate verticali (WP2), per stimare l'abbondanza del popolamento mesozooplanctonico.

Risultati

L'accensione della luce ha comportato l'aggregazione sia del pesce che del mesozooplancton. I valori medi dell'indice di vacuità calcolati sono di 25±12% per *E. encrasicolus* e 27±18% per *S. pilchardus*. Il numero di prede rinvenuto nel contenuto stomacale è molto variabile, 0-3435 prede/acciuga e 0-23078 prede/sardina. Sono state riconosciute 34 categorie alimentari (Tab. 1), sebbene la maggior

Tab. 1 - Lista delle prede identificate rispettivamente in acciuga e sardina, numero totale di prede individuate (N° Tot), indici di abbondanza numerica (N%) e di occorrenza (O%).
List of the preys identified in anchovy and sardine, respectively. Total number of preys (N° tot), numerical abundance index (N%) and frequency of occurrence (O%).

		Engraulis encrasicolus			***Sardina pilchardus***		
Prede		N°Tot	N%	O%	N°Tot	N%	O%
Dinoflagellida	*Protoperidinium* spp.	0	-	-	120	0,44	8,55
Bivalvia	Bivalvia veliger	122	0,64	21,26	52	0,19	22,37
Gastropoda	Gastropoda pediveliger	16	0,08	4,02	5	0,02	2,63
Cladocera	*Penilia avirostris*	2357	12,31	18,39	256	0,94	17,10
	Podon spp.	13	0,07	4,60	7	0,03	3,29
	Evadne spp.	25	0,13	8,05	26	0,10	11,84
	Cladocera indet.	23	0,12	8,05	2	0,01	1,32
Copepoda	*Acartia clausi*	6	0,03	2,87	1	0,004	0,66
	Centropages typicus	3	0,02	1,72	8	0,03	1,31
	Paracalanus spp.	2	0,01	1,15	7	0,026	4,60
	Temora stylifera	6	0,03	2,87	2	0,01	1,32
	Calanus spp.	0	-	-	1	0,004	0,66
	Mecynocera clausi	2	0,01	1,15	0	-	-
	Calanoida indet.	58	0,30	11,49	26	0,10	5,92
	Oithona spp.	10	0,05	5,75	43	0,16	11,18
	Oncaea spp.	13118	68,53	50,00	25839	95,00	59,87
	Corycaeus spp.	3	0,02	1,15	0	-	-
	Microsetella rosea	15	0,08	7,47	45	0,16	15,79
	Euterpina acutifrons	233	1,22	29,88	204	0,75	29,60
	Harpacticoida indet.	50	0,26	16,09	85	0,31	15,13
	Copepoda copepodita	1	0,005	0,57	5	0,02	1,32
	Copepoda nauplius	15	0,08	4,60	7	0,03	1,97
	Copepoda indet.	92	0,48	28,74	69	0,25	26,97
Ostracoda	Ostracoda indet.	7	0,04	3,45	106	0,39	23,03
Amphipoda	Amphipoda indet.	22	0,12	6,32	1	0,004	0,66
Isopoda	Isopoda indet.	3	0,02	1,15	0	-	-
Decapoda	Decapoda larvae	25	0,13	10,34	0	-	-
	Decapoda zoea	19	0,10	9,77	9	0,03	5,26
Invertebrata	Invertebrata indet.	11	0,06	4,02	7	0,03	1,97
	Invertebrata ova	2785	14,54	36,78	20	0,07	6,58
Teleostea	*Engraulis* ova	83	0,43	6,90	330	1,21	20,39
	Teleostea ova	1	0,005	0,57	0	-	-
	Teleostea larvae	1	0,005	0,57	0	-	-
Urochordata	*Oikopleura* spp.	1	0,005	0,57	0	-	-

parte delle prede ingerite appartenesse ad un unico genere di copepode: *Oncaea* spp. (per acciuga N%=68,53; per sardina N%=95,00). Risultano importanti anche le uova di invertebrati e, per la sola acciuga, il cladocero *Penilia avirostris*. Nonostante il campionamento sia avvenuto durante il periodo riproduttivo di *E. encrasicolus*, solo occasionalmente ne sono state rinvenute le uova nei contenuti stomacali di entrambe le specie in esame e comunque in quantitativi ridotti. Il metodo grafico di Costello conferma una dieta molto somigliante per le due specie, tendenzialmente generalista con una specializzazione per il "piccolo" copepode *Oncaea* spp. (Poecilostomatoida).

Conclusioni

Sebbene sia noto che entrambe le specie si nutrono prevalentemente durante il giorno, negli stomaci dei pesci analizzati sono state ritrovate prede in buono stato di conservazione. Gli indici di vacuità calcolati sono inoltre paragonabili a quelli ottenuti da altri autori durante le ore diurne, avvalorando la tesi che, seppur con attività alimentare ridotta, i pesci studiati si stessero alimentando al momento della loro cattura. Le due specie considerate sono risultate strettamente zooplanctivore, con una dieta basata essenzialmente sui copepodi di piccole dimensioni. Il genere *Oncaea* spp. è già stato riportato come preda di *E. encrasicolus* (Tutela e Palomera, 1997; Plounevez e Champalbert, 2000) ma questo studio rappresenta la prima osservazione di una sua presenza prevalente nella dieta dei piccoli pelagici. L'abbondanza di questo copepode, come di altri generi di copepodi di piccola taglia, è spesso stata sottostimata dai metodi tradizionali di campionamento del mesozooplancton (reti a 200 μm di vuoto di maglia) ma sicuramente il suo ruolo dovrà essere rivalutato negli studi di ecologia marina.

Bibliografia

AMUNDSEN P.-A., GABLER H.-M., STALDVIK F.J. (1996) – A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data-modification of the Costello (1990) method. *J. Fish Biol.*, **48**: 607-614.

BODE A., ALVAREZ-OSSORIO M.T., CARRERA P., LORENZO J. (2004) – Reconstruction of trophic pathways between plankton and the North Iberian sardine (*Sardina pilchardus*) using stable isotopes. *Sci. Mar*., **68** (1): 165-178.

BULGAKOVA Y.V. (1992) - Intensity of feeding of the Black Sea anchovy, *Engraulis encrasicholus*, during the spawning period. *J. Ichthyol.*, **32**: 146-151.

COSTELLO M.J. (1990) – Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *J. Fish Biol.*, **36**: 261-263.

PLOUNEVEZ S., CHAMPALBERT G. (2000) - Diet, feeding behaviour and trophic activity of the anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) in the Gulf of Lions (Mediterranean Sea). *Oceanol. Acta,* **23** (2): 175-192.

TUDELA S., PALOMERA I. (1997) - Trophic ecology of the European anchovy *Engraulis encrasicolus* in the Catalan Sea (northwest Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **160**: 121-134.

VUČETIĆ T. (1964)- O odnosu srdele (*Sardina pilchardus* Walb.) prema biotskim faktorima sredine –zooplanktonu- (Sur le comportement de la sardine (*Sardina pilchardus*) envers les facteurs biotiques du milieu (zooplankton)). *Acta Adriat.,* **11** (37): 269-276.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 907-910

N. Ungaro, A.M. Pastorelli, G. Marano

Laboratorio Provinciale di Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) – 70123 Bari, Italia.
biologia.marina@teseo.it

MORIE E SPIAGGIAMENTI DI *SARDINELLA AURITA* VALENCIENNES, 1847 LUNGO LE COSTE ADRIATICO-PUGLIESI: FENOMENI EPISODICI O RICORRENTI?

BEACH STRANDINGS AND MASS MORTALITIES OF SARDINELLA AURITA *VALENCIENNES, 1847 ALONG THE SOUTH-WESTERN ADRIATIC COAST: RARE EVENTS OR RECURRENT PHENOMENA?*

Abstract

Beach strandings and mass mortalities of Sardinella aurita *Valenciennes, 1847 occurred twice in the period October 2001 – February 2005 along the south-western Adriatic coasts. The mass mortalities affected the whole size structure at sea. Strong N/N-E winds and the sudden decrease of the surface temperature below 9.5-10.0 °C were determined as causes of the phenomenon.*

Key-words: Sardinella aurita*, fish kill, Adriatic Sea.*

Introduzione

Sardinella aurita Valenciennes, 1847 è specie ad *habitus* pelagico costiero, a prevalente distribuzione sub-tropicale, caratterizzata da uno spiccato gregarismo (Whitehead, 1985).

Per quanto riguarda l'Adriatico, è più comune nella parte centrale e meridionale del bacino, mentre nella parte più settentrionale è segnalata solo raramente durante il periodo estivo (Kacic, 1983-84; Marano *et al*., 1998; Marano, 2000). Infatti, la termofilicità della specie e la scarsa tolleranza a bruschi cambiamenti della temperatura sono aspetti ampiamente riportati in letteratura (Kacic, 1983-84; Marano, 2000). Proprio a questa scarsa resistenza alle basse temperature sono stati addebitati fenomeni di mortalità di massa in varie località del Mediterraneo (Economidis e Vogiatzis, 1992; Guidetti *et al*., 2002).

Materiali e metodi

Nei primi giorni di febbraio 2005, circa 6 km del litorale a Nord di Brindisi (Fig. 1) sono stati interessati da una moria diffusa di *Sardinella aurita*, nelle stesse zone in cui si era verificato un fenomeno analogo nel gennaio 2002 (Guidetti *et al*., 2002). In seguito a comunicazione da parte delle Autorità competenti (Capitaneria di Porto di Brindisi), ci si è recati sul posto e si è campionato in maniera casuale un tratto di costa, allo scopo di valutare sia la composizione specifica degli animali spiaggiati sia gli aspetti legati alla composizione in taglia della specie più colpita, vale a dire *S. aurita*, mediante misurazione della lunghezza totale degli individui (LT, al ½ cm inferiore). Inoltre, si sono rilevate in loco misure di temperatura superficiale delle acque (°C) con l'ausilio di termometri a pozzetto. Oltre ai dati di temperatura rilevati durante i campionamenti, sono state analiz-

zate le serie temporali di temperatura superficiale disponibili per le acque brindisine nell'ambito del "Monitoraggio delle Acque Costiere della Regione Puglia", finanziato dal Ministero dell'Ambiente, pubblicati (periodo 2001-2003; AA.VV., 2005) o ancora da pubblicare (periodo successivo).

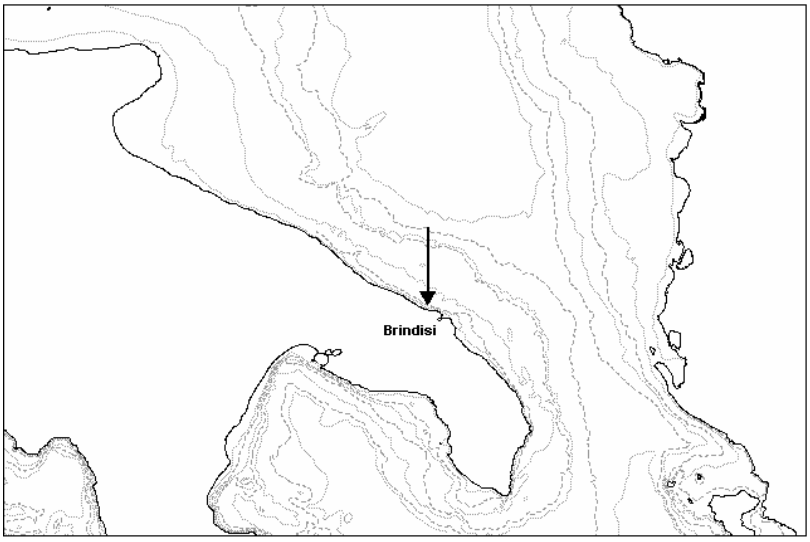


Fig. 1 - La freccia indica il sito interessato dallo spiaggiamento massivo di *Sardinella aurita*.
The arrow indicates the site of the massive beach stranding of Sardinella aurita.

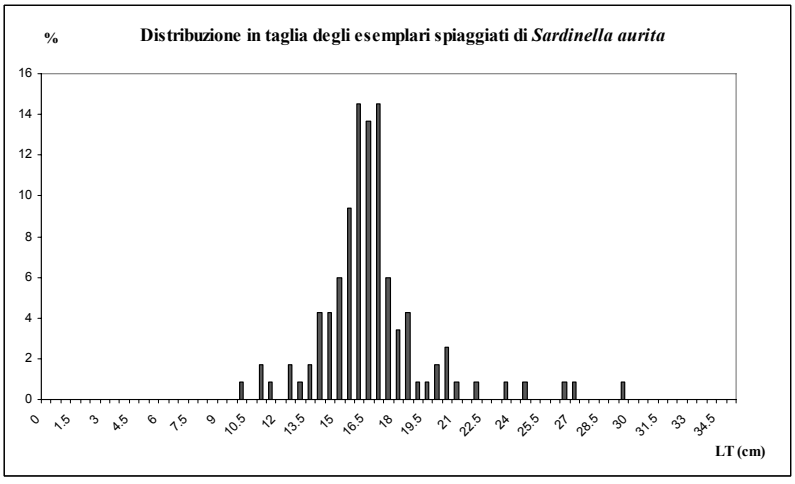


Fig. 2 - Distribuzione lunghezza-frequenza degli esemplari di *Sardinella aurita* spiaggiati.
Length-frequency distribution of the beach stranded specimens of Sardinella aurita.

Risultati

Sia l'analisi in loco dello spiaggiamento sia quella dei campioni prelevati hanno evidenziato che la moria poteva essere considerata di tipo monospecifico, visto che la stragrande maggioranza (>99%) degli organismi osservati appartenevano alla specie *Sardinella aurita*. La struttura di taglia del campione di *S. aurita* è risultata rappresentativa dell'intera popolazione presente in mare nel periodo, in quanto erano presenti sia giovani che adulti, con lunghezze totali (LT) comprese tra 10.0 e 29.5 cm; la moda degli individui spiaggiati si è attestata tra 16 e 17 cm (Fig. 2), corrispondente ad un'età tra 1+ e 2 anni come dalle informazioni bibliografiche più recenti (Mater *et al.*, 2003).

La temperatura delle acque superficiali, misurata in loco il giorno successivo allo spiaggiamento massivo, è risultata pari a 9.2 °C. Tale valore si integra con l'analisi dei dati del monitoraggio per le acque costiere brindisine, tra ottobre 2001 e febbraio 2005, da cui si evince che nell'intervallo temporale considerato la temperatura superficiale è risultata inferiore ai 10.0 °C solo in due distinti periodi (prima quindicina di gennaio 2002 e prima quindicina di febbraio 2005) (Fig. 3).

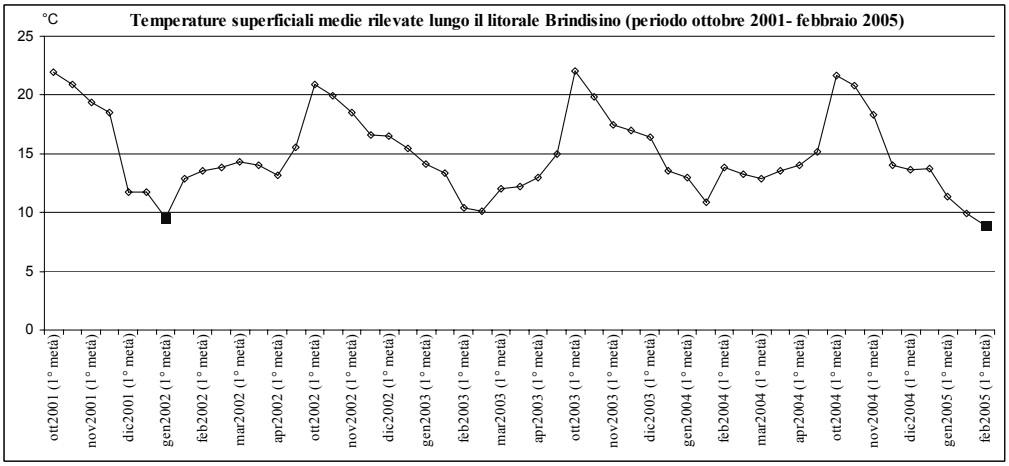


Fig. 3 - Temperature superficiali medie (°C) lungo il litorale brindisino durante il periodo ottobre 2001 – febbraio 2005. I dati evidenziati dai quadratini pieni si riferiscono ai periodi mensili in cui si sono verificati gli spiaggiamenti massivi.

Surface mean temperature values (°C) along the Brindisi coastal areas during the period October 2001 – February 2005. The periods of the two massive beach strandings are highlighted by the filled square symbols.

Conclusioni

L'analisi dei dati relativi agli eventi avvenuti nella stessa zona a distanza di tre anni (il primo riportato da Guidetti *et al.*, 2002, il secondo quello descritto in questo lavoro) conferma e permette di definire in maniera conclusiva la stretta relazione tra le basse temperature superficiali (minori di 9,5-10.0 °C) e gli spiaggiamenti di *S. aurita*. Comunque, a parere degli scriventi, fenomeni così eclatanti

sono anche legati alla concomitanza di forti mareggiate da Nord/Nord-Est che favoriscono lo spiaggiamento di molti individui stressati e fortemente indeboliti dal repentino abbassamento delle temperature delle acque.

In conclusione, la novità delle informazioni si basa sulla possibilità di comparare due fenomeni successivi accaduti nelle stesse zone mediante osservazioni e dati provenienti da una unica fonte in loco. Infatti, seppure in letteratura sia stato trattato l'argomento e siano state ipotizzate le cause scatenanti il fenomeno (°C<10.0), le informazioni erano solitamente riferite ad un singolo episodio; nel nostro caso possiamo andare oltre, stabilendo il nesso causa-effetto tra due eventi successivi.

Bibliografia

AA.VV. (2005) - Monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino costiero. Triennio 2001-2003. Relazione finale. *Ministero dell'Ambiente – Regione Puglia*.

ECONOMIDIS P.S., VOGIATZIS V.P. (1992) – Mass mortality of *Sardinella aurita* Valenciennes (Pisces, Clupeidae) in Thessaloniki Bay (Macedonia, Greece). *J. Fish. Biol*., **41**: 147-149.

GUIDETTI P., BOERO F., DULCIC J. (2002) – Mass mortality of Gilt sardine, *Sardinella aurita* (Clupeidae), in the Adriatic and Ionian Seas. *Cybium*, **26** (4): 317-319.

KACIC I. (1983-84) – Gilt sardine (*Sardinella aurita* Valenciennes) in the Adriatic Sea. *Nova Thalassia*, **6** (Suppl.): 371-373.

MARANO G. (2000) - Piccoli pelagici.Valutazione della biomassa (1984-1996). *Biol. Mar. Medit*., **7** (4): 59-70.

MARANO G., PASTORELLI A.M., UNGARO N. (1998) - Canale d'Otranto: ambiente e comunità biologiche. *Biol. Mar. Medit*., **5** (1): 1-11.

MATER S., BAYHAN B., SEVER T.M. (2003) – Investigations on the growth and condition factor of the Round Sardinella (*Sardinella aurita* Valenciennes, 1847) distributed in the Bay of Izmir (Aegean Sea). *E.U. Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, **20** (1-2): 111-119.

WHITEHEAD P.J.P. (1985) – *Clupeoid fishes of the World*. Part I: Chirocentridae, Clupeidae and Pristigasteridae. Rome, Fao: 303 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 911-915

C. Vagelli, R. Banchetti*, A. Voliani

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana - Risorse Ittiche e Biodiversità Marina (A.R.P.A.T. - R.I.B.M.), Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.
a.voliani@arpat.toscana.it
*Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Via Volta, 6 - 56126 Pisa, Italia.

DISTRIBUZIONE BATIMETRICA E STRUTTURA DEMOGRAFICA DI *ELEDONE CIRRHOSA* (CEPHALOPODA, OCTOPODA) NEL MAR LIGURE MERIDIONALE

BATHYMETRIC DISTRIBUTION AND DEMOGRAPHIC STRUCTURE OF ELEDONE CIRRHOSA *(CEPHALOPODA, OCTOPODA) IN THE SOUTHERN LIGURIAN SEA*

Abstract

Bathymetric distribution and demographic structure of the population of Eledone cirrhosa *in the Southern Ligurian Sea were analysed utilizing trawl surveys data. The species showed the highest catches from 50 to 450 m of depth. Differences in the bathymetric distribution of both juveniles and adults were observed among the 3 seasonal sampling periods. Two cohorts were present simultaneously in the length frequency distributions in spring and summer, while, after the post-reproductive mortality, only one cohort was detectable in autumn.*

Key-words: Eledone cirrhosa*, size distribution, southern Ligurian Sea.*

Introduzione

Eledone cirrhosa (Lamarck, 1798) o polpo bianco, è un cefalopode appartenente alla famiglia Octopodidae, comune in tutto il Mediterraneo e nell'Atlantico nord orientale. È una delle specie più catturate sui fondi strascicabili della piattaforma continentale e dell'inizio della scarpata e presenta un notevole interesse commerciale sui mercati italiani (Belcari e Sartor, 1999). Nel Mar Ligure meridionale costituisce circa il 30% dello sbarcato commerciale dei cefalopodi e il 5-6% dello sbarcato totale (Vagelli, 2004).

Numerose sono le informazioni relative alla biologia, ecologia e dinamica di popolazione di *E. cirrhosa* nel Mediterraneo riportate da diversi Autori (Belcari *et al*., 2002).

Obiettivo del presente lavoro è presentare e commentare dati raccolti sperimentalmente nel Mar Ligure meridionale al fine di ampliare le conoscenze su questa specie.

Materiali e metodi

I dati analizzati si riferiscono ad oltre 1350 cale di pesca a strascico eseguite nell'ambito dei programmi GRU.N.D. (Relini, 2000) e MEDITS (Bertrand *et al*., 2000) dal 1985 al 2004, nell'area di circa 10000 km^2 compresa tra le coste settentrionali dell'Isola d'Elba, la foce del Fiume Magra ed il limite delle acque territoriali della Corsica. Le cale sono state allocate con metodo casuale stratificato, per profondità tra 10 e 800 m. Di tutti gli esemplari sono stati rilevati il peso (gr), la lunghezza dorsale del mantello (LM, 0,5 cm) ed il sesso.

Per l'analisi della distribuzione batimetrica sono stati calcolati gli indici di biomassa medi (kg/km^2) sui dati aggregati di tutte le campagne, per intervalli batimetrici di 50 m. Sono stati anche stimati gli indici di densità medi (N/km^2), relativi agli stessi intervalli batimetrici, in tre diverse stagioni dell'anno (autunno, primavera, estate) per giovani e adulti. Tale suddivisione è stata fatta mediante l'analisi delle frequenze di lunghezza, distinguendo le gaussiane dei giovani e degli adulti nei diversi periodi.

I parametri di crescita (L_∞, k, t_0), secondo il modello di Von Bertalanffy, sono stati stimati con il programma FISAT (Gayanilo *et al*., 1996).

Risultati

Nell'area studiata, *E. cirrhosa* è stata rinvenuta tra 30 e 600 m di profondità, con indici di biomassa maggiori tra 50 e 450 m (Fig. 1).

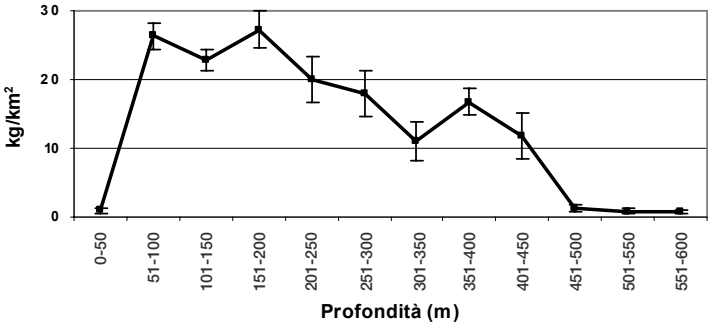


Fig. 1 - Indici di biomassa (Kg/Km^2) di *E. cirrhosa* per intervalli di profondità di 50 m.
Biomass indices (Kg/Km^2) of E. cirrhosa *by depth intervals.*

In Fig. 2 sono rappresentate le distribuzioni batimetriche, in relazione alla taglia, nelle diverse stagioni; i giovani in primavera sono ancora poco rappresentati, mentre in estate aumenta il numero di esemplari reclutati, in particolare nell'intervallo batimetrico 50-200 m. In autunno i giovani sono completamente reclutati all'attrezzo e gli indici di abbondanza risultano superiori, rispetto al periodo estivo, ad ogni intervallo batimetrico; i valori più elevati si ritrovano ancora tra 50 e 200 m di profondità, ma rimangono piuttosto alti fino a 400 m. Nella primavera successiva i giovani presenti in autunno diventano adulti e rimangono abbondanti nello stesso intervallo batimetrico. Dall'autunno alla primavera l'indice di abbondanza decresce fino a 200 m di profondità, mentre aumenta oltre 200 m. In estate, sulla piattaforma continentale e in prossimità della scarpata il numero degli adulti è sensibilmente diminuito rispetto alla primavera, mentre oltre 350 m di profondità gli indici rimangono invariati o aumentano. In autunno il numero di adulti sopravvissuti è estremamente limitato.

La taglia massima osservata nei circa 18000 esemplari misurati non supera 11 cm LM nei maschi e 15 cm LM nelle femmine. Nelle distribuzioni di maggio, giugno e luglio-agosto si possono osservare due componenti principali che corrispondono a due coorti: la prima, è costituita dai giovani appena reclutati all'at-

trezzo, caratterizzati da una moda di circa 2-3 cm LM; la seconda componente è formata da individui adulti, prossimi alla riproduzione, con valori modali intorno a 8-9 cm LM per le femmine e 7-8 cm LM per i maschi. In particolare nelle distribuzioni delle femmine, si nota una "coda" verso destra che può permettere di individuare una terza componente (sempre numericamente inferiori al 5% della popolazione), con mode di 11-12 cm LM. Ciò che cambia sensibilmente nei tre periodi è l'abbondanza delle due componenti principali, con un progressivo aumento delle nuove reclute e una diminuzione degli adulti. Nelle distribuzioni di settembre-ottobre e di novembre-dicembre si ha un'unica componente principale, con moda intorno a 4-5 cm LM, costituita dai giovani reclutati in estate, mentre rimane una coda verso destra costituita dai pochi adulti rimasti.

L'analisi della progressione delle classi modali ha permesso la stima dei seguenti parametri di crescita:

Femmine $K = 0{,}66$ anni $^{-1}$; $L_\infty = 14{,}7$ cm; $t_0 = -0{,}22$ anni, $r^2 = 0{,}985$
Maschi $K = 1{,}27$ anni $^{-1}$; $L_\infty = 9{,}9$ cm; $t_0 = -0{,}14$ anni, $r^2 = 0{,}953$

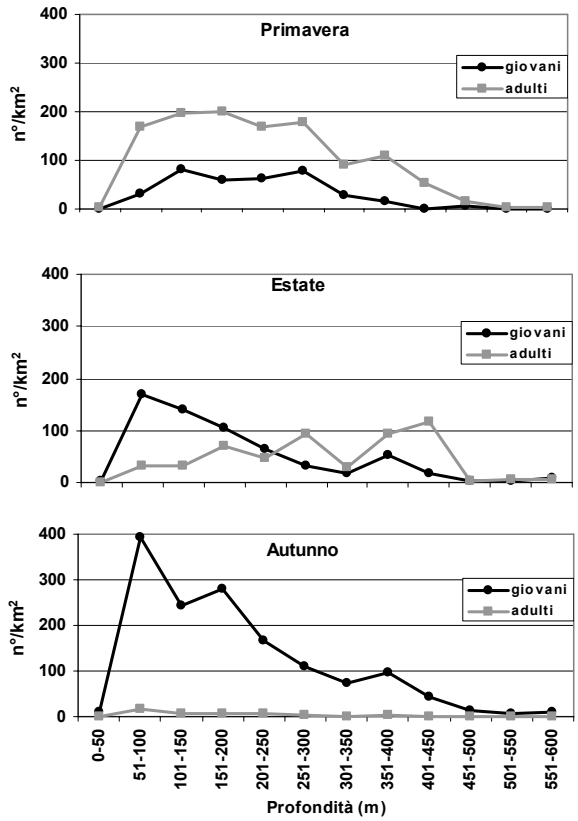


Fig. 2 - Indici di abbondanza (n°/Km^2) di giovani e adulti di *E. cirrhosa* per intervalli di profondità di 50 m.
Abundance indices (n°/Km^2) of juveniles and adults of E. cirrhosa *by depth intervals.*

Conclusioni

La distribuzione batimetrica di *E. cirrhosa* osservata nell'area di studio è simile a quella rilevata negli altri mari italiani, anche se l'intervallo interessato dai maggiori indici di biomassa è risultato più ampio (50-450 m) rispetto a quello normalmente rilevato (50-300 m) (Belcari e Sartor, 1999).

L'analisi delle distribuzioni batimetriche stagionali dei giovani e degli adulti mostra un'abbondante presenza di esemplari giovanili in autunno, distribuiti in un ampio intervallo batimetrico, un'analoga distribuzione degli adulti nella primavera successiva, ma con un incremento delle abbondanze oltre 200 m di profondità, forse dovuto ad un modesto spostamento della popolazione verso il largo, ed infine una progressiva diminuzione degli adulti dalla primavera all'autunno, come conseguenza della mortalità post-riproduttiva. Dalla primavera all'estate gli adulti diminuiscono a tutti gli intervalli batimetrici fino a 350 m, ma tendono ad aumentare alle profondità maggiori, indicando un ulteriore spostamento verso il largo e, probabilmente, anche un ritardo nella riproduzione a profondità più elevate. Molti Autori, riferendosi a diverse aree del Mediterraneo, sostengono che *E. cirrhosa* si riproduce a profondità batiali, mentre i giovani si ritrovano poi concentrati a profondità intorno a 100 m (Relini e Orsi Relini, 1984; Wurtz *et al*., 1992; Tursi *et al*. 1995; Agnesi *et al*., 1998). Questa tesi sembra trovare una conferma solamente parziale nei modesti ma progressivi spostamenti dalla fase giovanile a quella adulta descritti nel presente lavoro.

Le analisi della struttura di popolazione confermano quanto già emerso dall'analisi degli indici di abbondanza: reclutamento e riproduzione sono prevalentemente estivi, con un progressivo aumento del numero dei giovani ed una contemporanea diminuzione del numero degli adulti dalla primavera all'autunno, dovuta alla mortalità post-riproduttiva. L'analisi delle distribuzioni di taglia ha confermato quanto osservato da Cuccu *et al*. (2003), sulla residua presenza di esemplari che non si riproducono il primo anno, bensì l'anno successivo.

Dalla stima dei parametri di crescita è emerso che entrambi i sessi hanno un tasso di accrescimento elevato. Ipotizzando la deposizione in luglio (Vagelli, 2004) e uno sviluppo embrionale di 4 mesi (Mangold *et al*., 1971), la nascita avverrebbe in inverno e il ciclo vitale avrebbe una durata di circa 18 mesi. I parametri proposti differiscono dalle stime più recenti riportate in letteratura (Agnesi *et al*., 1998; Cuccu *et al*., 2003), in particolare L_{∞}, che risulta sensibilmente inferiore. Tale parametro nei cefalopodi non può assumere il significato biologico di valore asintotico al quale la specie tende negli anni, a causa del fenomeno della morte post-riproduttiva. È quindi a nostro avviso accettabile che L_{∞} risulti minore delle dimensioni degli esemplari più grandi presenti nella curva che consente di identificare la moda relativa ai riproduttori.

Bibliografia

AGNESI S., BELLUSCIO A., ARDIZZONE G.D. (1998) - Biologia e dinamica di popolazione di *Eledone cirrhosa* (Cephalopoda, Octopoda) nel Tirreno Centrale. *Biol. Mar. Medit*., **5** (2): 336–348.

BELCARI P., SARTOR P. (1999) – *Eledone cirrhosa*. In: G. Relini, J.A. Bertrand and A. Zamboni (eds), Synthesis of the knowledge on bottom fishery resources in central Mediterranean (Italy and Corsica). *Biol. Mar. Medit*., **6** (Suppl. 1): 737-746.

BELCARI P., TSERPES G., GONZÀLES M., LEFKADITOU E., MARCETA B., PICCINETTI-MANFRIN G., SOUPLET A. (2002) - Distribution and abundance of *Eledone cirrhosa* (Lamarck, 1798) and *E. moschata* (Lamarck, 1798) (Cephalopoda: Octopoda) in the Mediterranean Sea. *Sci. Mar*., **66** (Suppl. 2): 143–155.

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2000) – An international trawl survey in the Mediterranean: the MEDITS programme. *Actes de Colloques IFREMER,* **26**: 76-93.

CUCCU D., DAMELE F., FOLLESA M.C., MURENU M., CAU A. (2003) - Aspetti biologici di *Eledone cirrhosa* (Cephalopoda Octopoda) nei mari circostanti la Sardegna. *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 119-126.

GAYANILO F.C., SPARRE P., PAULY D. (1996) – The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT). *User's Guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries*), **8**: 126 pp.

MANGOLD K., BOLETZKY S.V., FROSCH D. (1971) - Reproductive biology and embryonic development of *Eledone cirrhosa* (Cephalopoda-Octopoda). *Mar. Biol.*, **8**: 109–117.

RELINI G. (2000) – Demersal trawl surveys in Italian Seas: a short review. *Actes de Colloques IFREMER,* **26**: 46-75.

RELINI G., ORSI RELINI L. (1984) - The role of cephalopods in the inshore trawls of the Ligurian Sea. *Oebalia*, **10**: 37-58.

TURSI A., D'ONGHIA G., LEFKADITOU E., MAIORANO P., PANETTA P. (1995) - Population biology of *Eledone cirrhosa* (Mollusca, Cephalopoda) in the North Aegean Sea (Eastern Mediterranean Sea). *Vie et Milieu*, **45** (2): 139–145.

VAGELLI C. (2004) - Distribuzione geografica e biologia di *Eledone cirrhosa* e di *E. moschata* (Cephalopoda: Octopoda) nel Mar Ligure Meridionale. Tesi di laurea, Università di Pisa: 112 pp.

WURTZ M., MATRICARDI G., BELCARI P. (1992) - Distribution and abundance of the octopus *Eledone cirrhosa* in the Tyrrhenian Sea, Central Mediterranean. *Fish. Res.,* **13**: 53–66.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 916-919

M. Vallisneri[1], S. Cavicchi[1], C. Piccinetti[1,2]

[1]Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Università di Bologna,
Via Selmi, 3 - 40126 Bologna, Italia.
maria.vallisneri@unibo.it
[2]Laboratorio di Biologia Marina e Pesca, Università di Bologna, Fano (PU), Italia.

OSSERVAZIONI SULL'ACCRESCIMENTO DEL MERLANO, *MERLANGIUS MERLANGUS* L., NELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE

OBSERVATIONS ON THE GROWTH OF WHITING, MERLANGIUS MERLANGUS *L., IN THE NORTH ADRIATIC SEA*

Abstract

The growth of whiting, Merlangius merlangus *L. (Osteichthyes, Gadidae), has been studied in the northern Adriatic Sea by otolith biometrics (length and weight) and reading evaluations. Females show a faster growth than males.*

Key-words*:* Merlangius merlangus, *whiting*, *growth, Adriatic Sea.*

Introduzione

Gli studi relativi alla biologia del merlano nel Nord Adriatico sono scarsi (Giovanardi e Rizzoli, 1984; Vallisneri *et al*., 2004); in particolare l'unico relativo all'accrescimento dello stock in esame, utilizza principalmente le distribuzioni di taglia e la progressione delle classi modali (Giovanardi e Rizzoli, 1984). Nel presente lavoro l'argomento è stato affrontato utilizzando la tecnica di valutazione biometrica degli otoliti e di lettura degli *annuli* di accrescimento.

Materiali e metodi

Sono stati campionati 359 esemplari provenienti dalla pesca commerciale nella zona compresa fra Cesenatico e Goro nell'arco di un intero anno (luglio 2001-giugno 2002). Di ciascun esemplare sono stati rilevati la lunghezza totale (LT, mm) ed il peso corporeo totale (P, g). È stato determinato il sesso macroscopicamente. Sono stati estratti gli otoliti per la valutazione delle misure biometriche: il peso (Pot, con un'accuratezza di 0,0001 g) e la lunghezza dell'asse maggiore (Lot, con un'accuratezza di 0,01 mm) mediante analizzatore computerizzato di immagini Leica Qween. E' stata determinata l'età mediante conteggio degli *annuli* allo stereo-microscopio, previo taglio lungo l'asse trasversale, levigatura ed immersione degli otoliti in alcool etilico.

Tutte le relazioni fra caratteri sono state descritte distinguendo fra i due sessi. Le relazioni tra coppie di caratteri sono state analizzate attraverso l'analisi della regressione dopo trasformazione lineare, quando necessario. Il confronto fra le pendenze delle rette è stato effettuato attraverso il "t" di Student utilizzando l'errore comune della regressione dei maschi e delle femmine. La stima delle differenze di accrescimento dei sessi rispetto alle classi di età è stata effettuata attraverso l'analisi della varianza (ANOVA a due vie) con sessi e classi come fattori.

Risultati

In totale sono stati campionati 359 esemplari, di cui 177 femmine (dimensioni somatiche: LT: 137-331 mm; P: 17-231 g; dimensioni otoliti: Lot. 8,22-19,73 mm; Pot: 0,03-0,27 g) e 182 maschi (dimensioni somatiche: LT: 150-282 mm; P: 25-183; dimensioni otoliti: Lot. 8,84-17,19 mm; Pot: 0,04-0,2 g). La relazione LT-PT è cubica e si linearizza quando si considera la radice cubica del peso (femmine: y=0,0193+0,0198x, R^2=0,92; maschi: y=–0,4753+0,0217x, R^2=0,94). La regressione è diversa nei due sessi (P<0.01) con una pendenza maggiore nei maschi. La relazione lunghezza otoliti-peso otoliti è esponenziale ma diventa lineare se si considera la radice cubica del peso (femmine: y=0,1041+0,0278x, R^2=0,88; maschi: y=0,1056+0,0283x, R^2=0,88). In questo caso le femmine e i maschi presentano la stessa pendenza. Le regressioni: lunghezza otolite-lunghezza totale e peso otolite-peso somatico sono di tipo lineare in ambo i sessi, con pendenze statisticamente non dissimili. Dal confronto fra i sessi si evince che, a parità di lunghezza dell'otolite, la lunghezza delle femmine è maggiore (P<0.01; Fig. 1A), così come lo è il peso delle femmine a parità di peso dell'otolite (P<0.01; Fig. 1B). La lettura degli otoliti ha

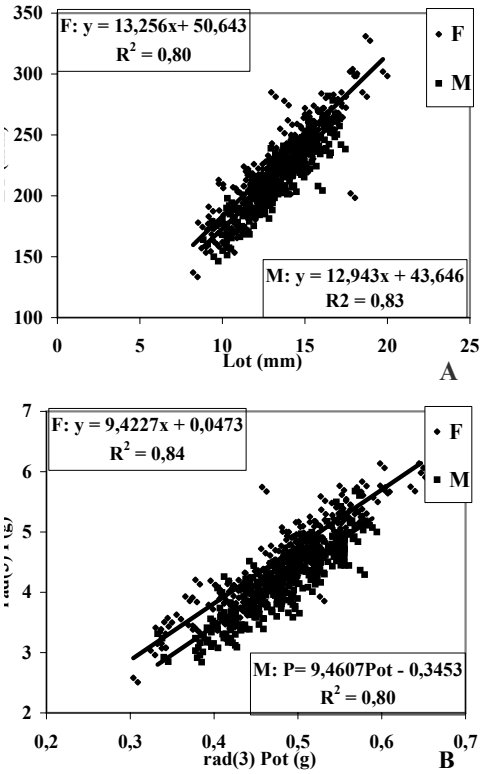


Fig. 1 - Relazione fra lunghezza totale dei pesci (LT, mm) e lunghezza degli otoliti (Lot, mm) (A) e fra peso corporeo (P, g) e peso degli otoliti (Pot, g) (B) nei due sessi, in *Merlangius merlangus*.

Relationship between fish length (LT, mm) - otholit length (Lot, mm) (A) and body weight (P, g) - otholit weight (Pot, g) (B) by sex, in Merlangius merlangus.

permesso di individuare 3 classi di età che si correlano in modo diverso con i caratteri biometrici dei due sessi (Fig. 2, Tab. 1), confermando la maggiore velocità di accrescimento delle femmine rispetto ai maschi (interazione sesso per età, $P<0.01$).

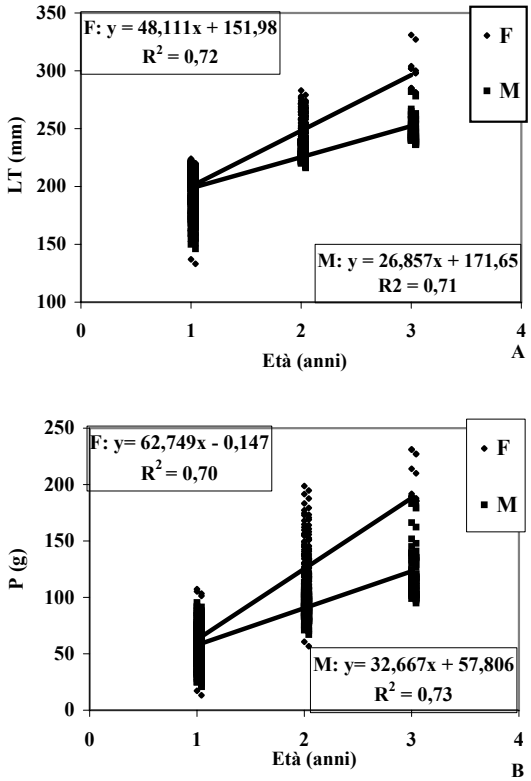


Fig. 2 - Relazione fra età (anni) e lunghezza totale dei pesci (LT mm) (A) e fra età (anni) e peso corporeo (P g) (B) nei due sessi, in *Merlangius merlangus*.
Relationship between age (years)-fish length (LT, mm) (A) and age (years)-body weight (P, g) (B), in Merlangius merlangus.

Tab. 1 - Lunghezza media (cm) per classi di età (anni), in *Merlangius merlangus*.
Mean length (mm) at age (year), in Merlangius merlangus.

FEMMINE					MASCHI					AREA	AUTORE
1	2	3	4	5	1	2	3	4	5		
16	24	29	32		16	23	27	29	32	Irlanda ovest	Gerritsen *et al.,* 2003
17	25	28	31	34	18	23	27	29	30	Irlanda est	Gerritsen *et al.,* 2003
22	27	31			19	23				Adriatico	Giovanardi *et al.,* 1984
20	25	30			20	23	25			Adriatico	Presente lavoro

Conclusioni

Le relazioni che correlano i parametri biometrici: lunghezza otoliti-peso otoliti e le relazioni che correlano i parametri: lunghezza otoliti-lunghezza somatica; peso otoliti-peso somatico, sono statisticamente simili nei maschi e nelle femmine, indicando che l'accrescimento degli otoliti è indipendente dal sesso. A parità di lunghezza e di peso somatico dei due sessi (ma di età diversa), l'otolite delle femmine è tendenzialmente più corto e pesa meno ($P<0.01$), indicando che l'accrescimento degli otoliti (correlato all'età), è simile nei due sessi, mentre l'accrescimento somatico (influenzato da fattori fisiologici) differisce. Le femmine infatti, in modo più marcato dopo il 2° anno, crescono più rapidamente e raggiungono taglie maggiori, in accordo con la letteratura (Gordon, 1977, in Scozia; Hamerlynck e Hostens, 1993, in Olanda; Gerritsen *et al*., 2003, in Irlanda). La determinazione dell'età mediante lettura degli anelli conferma il dato del dimorfismo nell'accrescimento. Nell'ultimo decennio è stata confermata una relazione significativa fra peso degli otoliti ed età dei pesci (Cardinale *et al*., 2000), individuando il parametro peso come strumento facile ed obbiettivo per la determinazione dell'età, in quanto ad esso correlato (Vitale *et al*., 2003). In conclusione, il presente lavoro conferma i dati in letteratura sull'accrescimento di *M. merlangus* e i dati sulle relazioni otolite-dimensioni corporee e peso otolite/età indicando che anche per questa specie è possibile applicare lo schema di analisi riportato da Cardinale *et al.* (2000).

Bibliografia

CARDINALE M., ARRHENIUS F., JOHNSSON B. (2000) - Potential use of otolith weight for the determination of age-structure of Baltic cod (*Gadus morhua*) and plaice (*Pleuronectes platessa*). *Fish. Res.*, **45**: 239-252.

GERRITSEN H.D., ARMSTRONG M.J., ALLEN M., McCURDY W.J., PEEL A.D. (2003) - Variability in maturity and growth in a heavily exploited stock: whiting (*Merlangius merlangus* L.) in the Irish Sea. *J. Sea Res.*, **49** (1): 69-82.

GIOVANARDI O., RIZZOLI M. (1984) - Biological data, collected during the Pipeta expeditions, on the whiting, *Merlangius merlangus* (L.) in the Adriatic Sea. *FAO Fish. Rep*., **290**: 149-153.

GORDON J.D.M. (1977) - The fish populations in inshore waters of the west coast of Scotland. The distribution, abudance and growth of the whiting (*Merlangius merlangus* L.). *J. Fish Biol*., **10**: 587-596.

HAMERLYNCK O., HOSTENS K. (1993) - Growth, feeding, production and consumption in 0-group bib (*Trisopterus luscus* L.) and whiting (*Merlangius merlangus* L.) in a shallow coastal area of the south-west Netherlands. *ICES J. Mar. Sci*., **50** (1): 81-91.

VALLISNERI M., VECCHI A., MANFREDI C. (2004) - The biological cycle of *Merlangius merlangus* (Linneo, 1758) (Osteichthyes, Gadidae) in the Northern and Middle Adriatic Sea. *Biol. Mar. Medit*., **11** (2): 652-656.

VITALE S., BELTRANO A.M., MILAZZO A., CUSUMANO S., INGRASSIA M. (2003) - On fish age determination by otolith weight. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 954-957.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 920-923

M. Vallisneri[1], M. Scapolatempo[1], C. Manfredi[1,2], S. Tommasini[1]

[1]Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Università di Bologna,
Via Selmi, 3 - 40126 Bologna, Italia.
maria.vallisneri@unibo.it
[2]Laboratorio di Biologia Marina e Pesca, Università di Bologna, Fano (PU), Italia.

OSSERVAZIONI SULLA DISTRIBUZIONE E BIOLOGIA DEL GRONGO (*CONGER CONGER* L.) IN ALTO-MEDIO ADRIATICO

*OBSERVATIONS ON THE DISTRIBUTION AND BIOLOGY OF THE CONGER EEL (*CONGER CONGER *L.) IN THE NORTHERN-CENTRAL ADRIATIC SEA*

Abstract

Some aspects of distribution, growth, reproduction and diet of conger eel, Conger conger L.*, in the Adriatic sea, based on experimental bottom trawl data, were studied. The species was mainly caught in the Central Adriatic with no preference for bottom type or depth stratum. Only females, ranging between 21 and 126 cm total length, with immature gonads, were evidenced.*

Key-words: Conger conger*, conger eel, reproductive biology, feeding behaviour, Adriatic sea.*

Introduzione

Il grongo, *Conger conger* L. (Osteichthyes Anguilliformes), è distribuito nell'Atlantico orientale dalla Norvegia al Senegal, nel bacino del Mediterraneo e nella metà occidentale del mar Nero. Si tratta di una specie bentonica che vive su fondali sabbiosi e rocciosi. Nei mari italiani è comune e si trova fra 10 e 1000 m di profondità. Scopo della ricerca è fornire informazioni sulla sua biologia, poco nota per l'Adriatico ed in genere per i mari italiani (Relini *et al.*, 1999), premessa indispensabile per una gestione sostenibile della pesca.

Materiali e metodi

Sono stati eseguiti campionamenti di gronghi in alto-medio Adriatico (utilizzando una rete a strascico "tartana" fra 10 e 400 m di profondità), nell'ambito dei progetti Grund (autunno) e Medits (tarda primavera). In particolare, relativamente alle campagne Medits 1994-2001, è stata valutata la distribuzione; relativamente alle campagne Grund 2001, Grund 2002 e Medits 2002, sono stati determinati i seguenti parametri: la lunghezza totale (LT, cm), il sesso (mediante analisi macroscopica ed istologica delle gonadi), il grado di riempimento dello stomaco (utilizzando una scala a 4 livelli: vuoto, semivuoto, semipieno, pieno) ed il contenuto stomacale.

Risultati

Distribuzione. Nella Fig. 1 è riportata la distribuzione complessiva in n°/km^2 del grongo. La specie è presente soprattutto nel medio Adriatico, dove è distribuita in modo uniforme.

Frequenza di taglia. Sono stati considerati i dati di 3 campagne per un totale di 170 esemplari. Il range di lunghezza totale è compreso fra 23 e 126 cm. Nella Fig. 2 sono riportate le frequenze di taglia che mostrano andamento unimodale

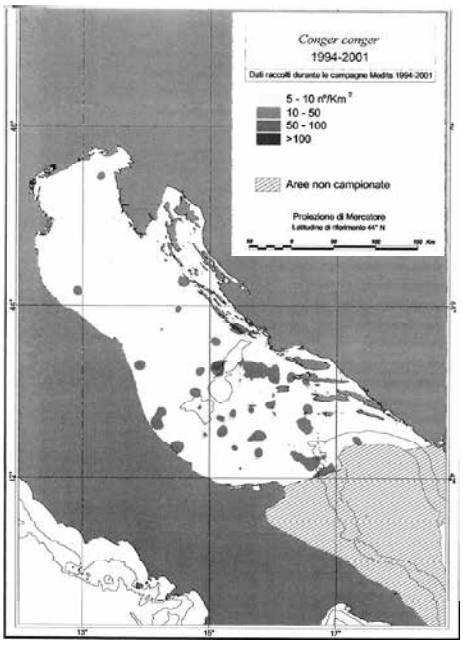


Fig. 1 - Distribuzione di *Conger conger* in alto-medio Adriatico.
Distribution of Conger conger *in the Northern-Central Adriatic Sea.*

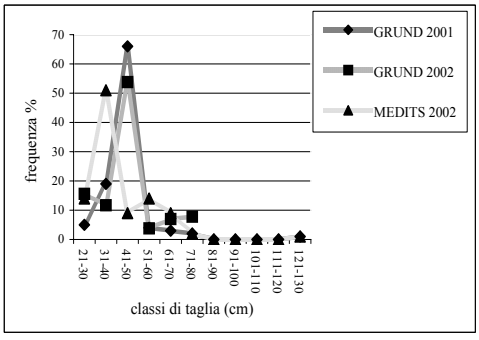


Fig. 2 - Frequenza di distribuzione per classi di taglia, in *Conger conger.*
Size distribution frequency in Conger conger.

(con una coda per le taglie maggiori) con la moda compresa fra 41 e 50 cm nelle campagne autunnali Grund e fra 31 e 40 cm nella campagna primaverile Medits.

Riproduzione. Tutti gli esemplari esaminati presentano gonadi in forma di due lunghi nastri appiattiti, increspati marginalmente, di colore biancastro e poco irrorati da vasi sanguigni. Tale aspetto macroscopico della gonade farebbe pensare a testicoli. Al contrario, l'esame istologico di subcampioni di gonade di esemplari di taglia compresa fra 40 e 90 cm, sia delle campagne autunnali che di quella primaverile, ha rivelato che si tratta di ovari immaturi (Fig. 3).

Alimentazione. L'analisi relativa allo stato di riempimento dello stomaco è mostrata in Fig. 4. In particolare la percentuale di stomaci vuoti nel periodo primaverile (29%) è maggiore rispetto a quella del periodo autunnale (17%). L'analisi quali-

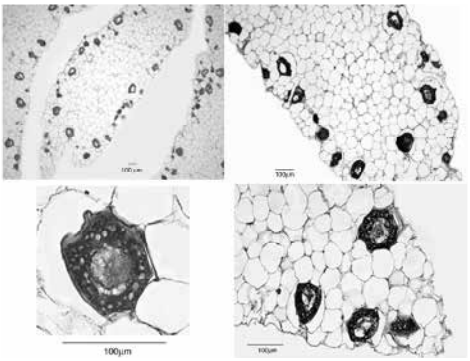


Fig. 3 - Sezione trasversale di ovario "immaturo" a struttura lamellare di *Conger conger*.
Cross section of immature ovary with lamellar structure of Conger conger.

Tab. 1 - Composizione della dieta di *Conger conger*.
Diet composition of Conger conger.

Mollusca
Illex coindetii
Sepiolidae
Crustacea
Goneplax sp.
Munida sp.
Nephrops norvegicus
Squilla mantis
Squilla desmaresti
Osteichthyes
Callionymus sp.
Gobius niger
Arnoglossus sp.
Coelorhinchus sp. e *Coelorhinchus coelorhinchus*
Boops boops
Engraulis encrasicolus
Phycis blennoides
Lophius sp.
Spicara sp.

tativa evidenzia la presenza di Osteichthyes, Crustacea e Mollusca Cephalopoda (Tab. 1). L'analisi quantitativa rivela che le percentuali maggiori durante tutte le stagioni sono costituite da pesci e crostacei (Fig. 4).

Conclusioni

La distribuzione del grongo evidenzia una concentrazione maggiore nel medio Adriatico rispetto all'alto Adriatico, ma senza preferenze particolari per determinati strati batimetrici o con un certo tipo di sedimento o biocenosi, in accordo con la letteratura relativa alla Spagna (Sanchez *et al*., 2002).

La taglia degli esemplari, compresa fra 23 e 126 cm, con una lunghezza media di 30-50 cm, si attesta su valori minori in Adriatico rispetto alla Bretagna (Campillo, 1992).

La conoscenza della biologia riproduttiva del grongo è molto lacunosa, sia riguardo al periodo di deposizione, probabilmente estivo (Relini *et al*., 1999), che all'età di prima maturità sessuale, compresa fra 5 e 15 anni (Whitehead *et al*., 1986), che alla profondità di deposizione, fra 600 e 800 m (Cau e Manconi,

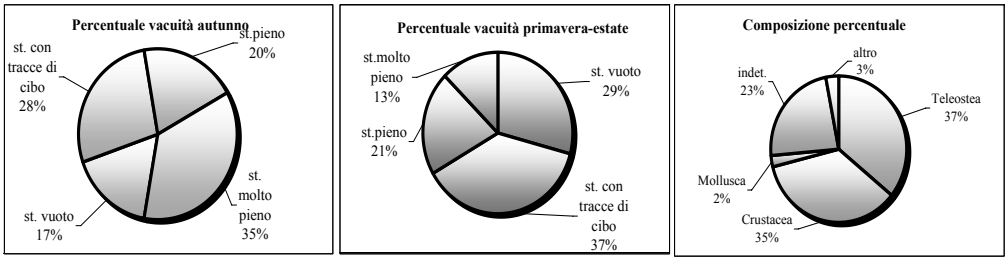


Fig. 4 - Analisi quali-quantitativa del contenuto stomacale di *Conger conger*.
Quali-quantitative analysis of the stomach content of Conger conger.

1983). I nostri risultati mostrano che i gronghi, catturati su fondali neritici fra 10 e 400 m di profondità, sono tutti di sesso femminile con gonadi immature, in accordo con quanto riscontrato da Cau e Manconi (1983) relativamente ai mari sardi. Infatti secondo i suddetti Autori il rapporto sessi varia con la profondità: esso tende al valore 0 fino a 400 m per assenza di maschi; a 0,5 fra 400 e 800 m, per giungere a 1 fra 800 e 1000 m. La presenza di individui esclusivamente di sesso femminile su fondi neritici suggerisce una probabile influenza dell'ambiente sul differenziamento delle gonadi giovanili (Relini *et al*., 1999).

Circa l'alimentazione, il grongo appare un vorace predatore poiché la percentuale di individui con stomaco vuoto raggiunge al massimo il 29%. La bassa percentuale di stomaci vuoti da noi osservata, a differenza di quanto segnalato da Cau e Manconi (1984) in concomitanza con la deposizione dei gameti, potrebbe spiegarsi con il fatto che gli esemplari sono lontani dalla deposizione, come confermato dai quadri istologici. Relativamente alla tipologia delle prede, i nostri dati sostanzialmente concordano con la letteratura (Macpherson, 1979; Mori, 1982; Cau e Manconi, 1984; Morato *et al*., 1999), pur non rilevando differenze rapportate alla profondità (Cau e Manconi, 1984), probabilmente perché gli esemplari provengono da strati batimetrici poco profondi, fino ad un massimo di 400 m.

Bibliografia

CAMPILLO A. (1992) - Les pêcheries francaises de Mediterranée: synthèse des connaissances. Rapport Internes de la Direction des Ressources Vivantes de l'Ifremer, **92/019**, Rh Sete: 77-78.

CAU A., MANCONI P. (1983) - *Sex ratio* and spatial displacement in *Conger conger.* Rapp. P.V. Reun. CIESM, **28** (5): 93-96.

CAU A., MANCONI P. (1984) - Relationship of feeding, reproductive cycle and bathymetric distribution in *Conger conger*. *Mar. Biol*., **81** (2): 147-151.

MACPHERSON E. (1979) - Relation trophiques des poisons dans la Mediterranee occidentale. Rapp. Comm. Int. Expl. *Sci. Mer Medit*., **25/26**: 49-58.

MORATO T., SOLÀ E., GROS M.P., MENEZES G. (1999) - Diets of forkbeard (*Phycis phycis*) and conger eel (*Conger conger*) of the Azores during spring of 1996 and 1997. *Life Mar. Sci*., **17**A: 51-64.

MORI M. (1982) - Osservazioni sull'alimentazione di *Conger conger* dei fondi batiali liguri. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **50** (Suppl.): 391.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (1999) - Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo centrale (Italia e Corsica). *Biol. Mar. Medit*., **6** (Suppl. 1): 174-179.

SANCHEZ F., BLANCO M., GANCEDO R. (2002) - *Atlas de los peces demersales y de los invertebrados de interes comercial de Galicia y el Cantabrico (otono 1997-1999).* Instituto Espanol de Oceanografia, Madrid.

WHITEHEAD P.J.P., BAUCHOT M.L., HUREAU J.C., NIELSEN J., TORTONESE E. (1986) - Fishes of the North-Eastern Atlantic and Mediterranean (FNAM). FAO, **2**: 979.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 924-927

S. Vannucci, M. Chelli, C. Fabbrini, A. Voliani

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana - Risorse Ittiche e Biodiversità Marina (A.R.P.A.T. - R.I.B.M.), Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.
a.voliani@arpat.toscana.it

ILLEX COINDETII (CEPHALOPODA, OMMASTREPHIDAE) NEL MAR LIGURE MERIDIONALE

ILLEX COINDETII *(CEPHALOPODA, OMMASTREPHIDAE) IN THE SOUTHERN LIGURIAN SEA*

Abstract

The bathymetric distribution pattern and the length-frequency distributions of Illex coindetii *(Vérany, 1839) were studied on the basis of 32 trawl surveys carried out off the Northern Tuscany coasts. The species shows a wide depth distribution range from 20 to 550 m. Juveniles and adults are always present; while in spring and in September-October adults are more abundant, juveniles are predominant in summer and in November-December.*

Key-words: *vertical distribution, size distribution,* Illex coindetii*, southern Ligurian Sea.*

Introduzione

Illex coindetii è un cefalopode di medie dimensioni, appartenente alla famiglia Ommastrephidae, la cui distribuzione è legata ai fondali compresi tra la parte superiore del sistema batiale e la parte inferiore del sistema litorale.

Nelle acque toscane *I. coindetii* rappresenta un'importante cattura accessoria della pesca a strascico tra 100 e 200 metri di profondità (Belcari, 1999), rivolta principalmente alle specie commerciali di piattaforma e di scarpata, come *Parapenaeus longirostris* e *Merluccius merluccius* (Jereb e Ragonese, 1991). È comunemente presente sui mercati, associato a specie affini, nella classe commerciale dei "totani". Nonostante venga pescato tutto l'anno, lo sbarcato è caratterizzato da una certa stagionalità e da fluttuazioni interannuali (Belcari, 1999).

Il presente lavoro si propone di analizzare la distribuzione batimetrica stagionale e le diverse componenti demografiche della popolazione di *I. coindetii* nell'area in esame.

Materiali e metodi

I dati sono stati raccolti durante 32 campagne di pesca a strascico condotte nelle acque della Toscana settentrionale dal 1990 al 2004. La metodica dei campionamenti è quella seguita nell'ambito dei progetti di valutazione delle risorse demersali GRUND (Relini, 2000) e MEDITS (Bertrand *et al*., 2000): cale diurne della durata di un'ora o di mezz'ora, tra 10 e 800 metri di profondità, velocità di tre nodi, distribuzione delle cale proporzionale alle dimensioni di ogni strato batimetrico.

Di tutti gli esemplari sono stati rilevati il peso (gr), la lunghezza dorsale del mantello (LM, 0,5 cm) ed il sesso. Sono stati analizzati gli indici di biomassa (Kg/Km^2) nei vari intervalli batimetrici, e gli indici di abbondanza ($n°/Km^2$) stagionali per le diverse componenti demografiche della popolazione, utilizzando la taglia di 10 cm LM per dividere gli esemplari sicuramente giovani dagli adulti;

infatti, alla luce delle attuali conoscenze (e.g., Sánchez *et al*., 1998; ARPAT, dati non pubblicati), le probabilità di trovare individui maturi al di sotto di tale taglia sono scarsissime (praticamente inesistenti per le femmine). Le analisi delle distribuzioni di lunghezza sono state eseguite separatamente per i due sessi e aggregate per periodi di due mesi; gli esemplari di sesso indeterminato (i.e., LM<5 cm) sono stati suddivisi in due parti uguali.

Risultati

Illex coindetii è presente da circa 20 a 550 m di profondità, con maggiori abbondanze tra 100 e 250 m (Fig. 1). In Fig. 2 è rappresentata la distribuzione batimetrica stagionale della specie separatamente per i giovani e gli adulti. In primavera la popolazione appare poco consistente, rappresentata principalmente dagli esemplari adulti, maggiormente distribuiti tra 50 e 200 m di profondità. In estate prevalgono i giovani, abbondanti da 100 fino a 300 m, seppur tra 150 e 250 m di profondità si registri la maggior densità; gli adulti, numericamente inferiori, sono principalmente concentrati nell'intervallo 150-200 m. In autunno i giovani, come in estate, mostrano densità che si mantengono abbastanza alte fino a 300 m di profondità, ma presentano i valori maggiori a profondità minori, tra 100 e 200 m. Invece, gli adulti, meno abbondanti, sono diffusi in tutto l'intervallo batimetrico da 50 a 550 m, con concentrazioni maggiori tra 150 e 200 m e tra 400 e 450 m.

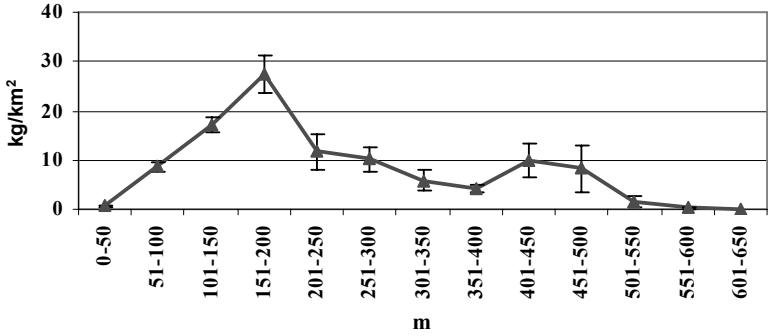


Fig. 1 - Indici di biomassa (Kg/Km²) di *I. coindetii* per intervalli di profondità.
Biomass indices (Kg/Km²) of I. coindetii *by depth intervals.*

Nei 12300 esemplari misurati, i valori massimi rilevati sono di 24,5 cm LM per le femmine e di 19,5 cm LM per i maschi. Giovani ed adulti sono presenti tutto l'anno, anche se in percentuali variabili. In maggio-giugno si osserva la prevalenza di esemplari adulti, prossimi alla riproduzione, con dimensioni medie intorno a 14-15 cm LM e a 18 cm LM, rispettivamente per i maschi e per le femmine. Si nota anche che al di sopra dei 17 cm LM la quasi totalità della popolazione è composta da femmine, mentre fra 12 e 16 cm LM si ha prevalenza di maschi. In estate predomina la componente giovanile, con moda di circa 7 cm LM e gli adulti di entrambi i sessi presentano taglie medie inferiori rispetto a quelle trovate per il periodo precedente. All'inizio dell'autunno di nuovo prevalgono gli esemplari adulti, con dimensioni però inferiori rispetto ai riproduttori presenti in primavera: la taglia media è intorno a 11 cm LM per i maschi e a 13-14 cm LM

per le femmine. Nel periodo novembre-dicembre si ha ancora una predominanza di giovani con moda di circa 7 cm LM.

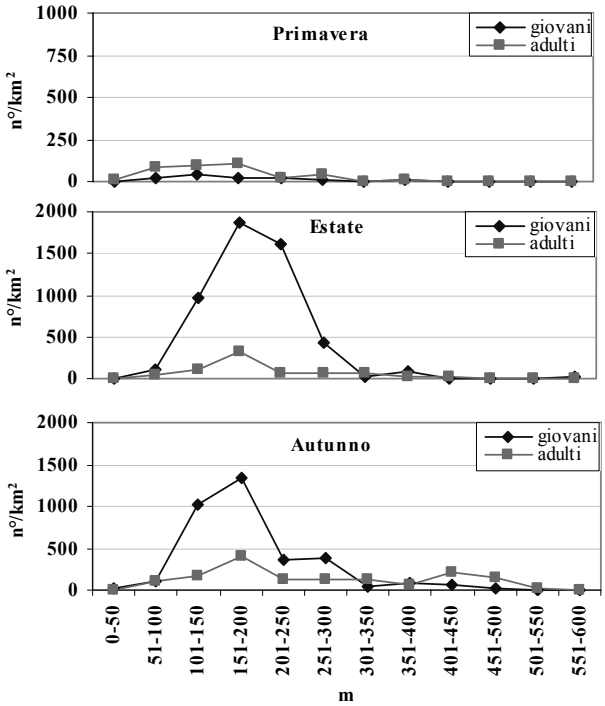


Fig. 2 - Indici di abbondanza (n°/Km²) di giovani e adulti di *I. coindetii* per intervalli di profondità.
Abundance indices (n°/Km²) of juveniles and adults of I. coindetii *by depth intervals.*

Conclusioni

Nelle acque del Mar Ligure meridionale *I. coindetii* ha mostrato un'ampia distribuzione batimetrica (20-550 m), con concentrazioni maggiori tra 100 e 250 m di profondità, in accordo con quanto riportato per i mari italiani (vedi Belcari, 1999 per una sintesi della bibliografia di riferimento). Esemplari giovani ed adulti sono presenti ad ogni intervallo batimetrico, nelle tre stagioni considerate, come già osservato in altre aree di distribuzione (e.g., Jereb e Ragonese, 1995; Arvanitidis *et al*., 2002). Nel periodo autunnale, gli esemplari adulti mostrano un ampliamento del loro range batimetrico, spingendosi verso il largo, mentre i giovani sembrano prediligere acque più costiere. La specie non sembra però compiere evidenti migrazioni stagionali, come nell'Alto e Medio Adriatico (e.g., Soro e Paolini, 1994) e nel Mar Catalano (e.g., Sánchez *et al*., 1998), dove preferisce le acque più costiere d'estate e quelle più profonde in autunno.

Dall'analisi delle distribuzioni di taglia emerge un massiccio reclutamento estivo, che prosegue almeno fino a dicembre, con un altro picco nel tardo autunno. Parallelamente, gli adulti prossimi alla riproduzione, pur essendo presenti durante

tutto il periodo considerato, sono più abbondanti in autunno e in primavera. Questo è in accordo con quanto riportato da altri Autori (e.g., Sánchez *et al.,* 1998; Belcari, 1999).

Come già osservato (vedi Sánchez *et al.,* 1998 per riferimenti dettagliati), in una specie che presenta un reclutamento praticamente continuo, l'analisi della progressione delle classi modali non fornisce stime di accrescimento attendibili. Tuttavia può dare indicazioni preliminari. Nel presente caso sono stati individuati due gruppi, per entrambi i sessi, che sembrano presentare un diverso tasso di accrescimento come conseguenza del diverso periodo di deposizione. In particolare si è osservato che le reclute tardo autunnali (novembre-dicembre), che si suppone provengano dalla riproduzione primaverile, mostrano un accrescimento più rapido di quelle estive, con dimensioni medie di 14-15 cm per i maschi e intorno a 18 cm per le femmine, al momento della riproduzione. Invece le reclute estive, provenienti dalla riproduzione autunnale, arrivano in autunno a taglie medie di 11 cm nei maschi e 13-14 cm nelle femmine. Questo fenomeno è già stato descritto da altri Autori, come Sánchez (1995) per il Mar Catalano, González *et al*. (1996) per le acque della Galizia, Belcari (1996) per il Tirreno settentrionale e Arkhipkin *et al.* (2000) per il Canale di Sicilia.

Bibliografia

ARKHIPKIN A.I., JEREB P., RAGONESE S. (2000) – Growth and maturation in two successive seasonal groups of the short-finned squid, *Illex coindetii* from the Strait of Sicily (Central Mediterranean). *ICES J. Mar. Sci.*, **57**: 31-41.

ARVANITIDIS C., KOUTSOUBAS D., ROBIN J.P., PEREIRA J., MORENO A., CUNHA M., VALAVANIS V., ELEFTHERIOU A. (2002) – A comparison of the fishery biology of three *Illex coindetii* Vérany, 1939 (Cephalopoda: Ommastrephidae) populations from the European Atlantic and Mediterranean Waters. *B. Mar. Sci.*, **71** (1): 129-146.

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2000) – An international trawl survey in the Mediterranean: the MEDITS programme. *Actes de Colloques IFREMER,* **26**: 76-93.

BELCARI P. (1996) – Length-weight relationships in relation to sexual maturation of *Illex coindetii* (Cephalopoda: Ommastrephidae) in the northern Tyrrenian Sea (Western Mediterranean). *Sci. Mar*., **60** (2-3): 379-384.

BELCARI P. (1999) – *Illex coindetii*. In: G. Relini, J.A. Bertrand and A. Zamboni (eds.), *Synthesis of the knowledge on bottom fishery resources in Central Mediterranean (Italy and Corsica). Biol. Mar. Medit*., **6** (Suppl. 1): 715-720.

GONZÁLEZ A.F., CASTRO B.G., GUERRA A. (1996) – Age and growth of the short-finned squid *Illex coindetii* in Galician waters (NW Spain) based on statolith analysis. *ICES J. Mar. Sci.*, **53**: 802-810.

JEREB P., RAGONESE S. (1991) – The association of the squid *Illex coindetii* (Cephalopoda) with target species trawled in the Sicilian Channel. *B. Mar. Sci*., **9**: 664.

JEREB P., RAGONESE S. (1995) – An outline of the biology of the squid *Illex coindetii* in the Sicilian Channel (Central Mediterranean). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **75**: 373-390.

RELINI G. (2000) – Demersal trawl surveys in Italian Seas: a short review. *Actes de Colloques IFREMER,* **26**: 46-75.

SÁNCHEZ P. (1995) – Age and growth of *Illex coindetii*. *ICES Mar. Sci. Symp.*, **199**: 441-444.

SÁNCHEZ P., GONZÁLEZ A.F., JEREB P., LAPTIKHOVSKY V.V., MANGOLD K.M., NIGMATULLIN C. M., RAGONESE S. (1998) – *Illex coindetii*. In: Rodhouse P.G., Dawe E.G., O'Dor R.K. (eds), *Squid recruitment dynamics. FAO Fish. Tech. Pap.,* **376**: 59-74.

SORO S., PAOLINI M. (1994) – *Illex coindetii* (Verany, 1839): aspetti biologici ed evoluzione della popolazione in Alto e Medio Adriatico. *Biol. Mar. Medit*., **1** (1): 213-218.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 928-931

S. Vitale[1,2], J. Mendoza[3], A.M. Beltrano[1], L. Cannizzaro[1], S. Gancitano[1], A. Milazzo[1], M.C. Passalaqua[1], P. Rizzo[1]

[1]Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (CNR-IAMC), Sez. di Mazara del Vallo, Via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.
sergio.vitale@irma.pa.cnr.it
[2]Dipartimento Biologia Animale, Università di Palermo, Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.
[3]Instituto Oceanografico de Venezuela, Universidad de Oriente, Apdo. 245, Cumana, Venezuela.

STRUTTURA DELLA POPOLAZIONE DI *COELORHYNCHUS COELORHYNCHUS* (RISSO, 1810) (PISCES; MACROURIDAE) NELLO STRETTO DI SICILIA

POPULATION STRUCTURE OF COELORHYNCHUS COELORHYNCHUS *(RISSO, 1810) (PISCES; MACROURIDAE) IN THE STRAIT OF SICILY*

Abstract

Coelorhynchus coelorhynchus *(Risso, 1810) (Pisces; Macrouridae) is widely caught and discarded by the commercial bottom trawlers in the Strait of Sicily. A sample of 439 specimens was collected from commercial bottom trawls. A negative allometric relationship was found for both sexes. The Bhattacharya analysis showed five groups. Through the mean Lpa of each group the growth parameters were estimated by the Gulland and Holt method. The estimated growth parameters were than used as auxiliary information in fitting multinomial distribution.*

Key-words: Coelorhynchus coelorhynchus*, Macrouridae, Strait of Sicily, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Coelorhynchus coelorhynchus (Risso, 1810) (Pisces; Macrouridae) nell'ambito della cattura delle specie target, *Nephrops norvegicus* e *Aristaeomorpha foliacea* è una specie abbondantemente catturata e scartata dalla pesca a strascico commerciale nello Stretto di Sicilia; vive su substrati fangosi tra 140 m e 630 m (CLOFNAM, 1986) e viene catturata maggiormente tra 200 m e 500 m (Stefanescu *et al.*, 1992, 1994; Ungaro *et al*., 1994; D'Onghia *et al*., 2000). Malgrado i macruridi siano specie longeve e lente nel raggiungere la maturità sessuale (Motais, 1960; Orsi Relini e Wurtz, 1979a,b; Haedrich, 1996; Kelly *et al*., 1997), quindi particolarmente vulnerabili al sovrasfruttamento, non si hanno informazioni sulla struttura della popolazione e sulla biologia di *C. coelorhynchus* nello Stretto di Sicilia. In questo lavoro vengono illustrati i risultati preliminari relativi alla struttura della popolazione di *C. coelorhynchus* nello Stretto di Sicilia.

Materiali e metodi

Durante l'anno 2004 sono stati prelevati, a bordo di motopescherecci a strascicooperanti nello Stretto di Sicilia, campioni mensili di *C. coelorhynchus* per un totale di 439 esemplari. Su ciascun esemplare è stata rilevata la Lt (lunghezza totale), la Lpa (lunghezza pre-anale) e il peso totale. Queste misure sono state utilizzate per determinare la relazione taglia-peso e le frequenze di taglia del campione. I parametri della funzione $P=a*L^b$ sono stati determinati mediante adattamento ai dati sperimentali. L'analisi della frequenza di taglia (classi di taglia di 2 mm della

Lpa) è stata realizzata inizialmente con il metodo grafico di Bhattacharya (Bhattacharya, 1967), con il software FiSAT. I parametri di crescita L∞ e K sono stati stimati attraverso il metodo di Gulland e Holt (1959) considerando annuali gli incrementi di crescita tra le mode delle coorti individuate. Successivamente i parametri di crescita stimati sono stati utilizzati come informazione ausiliaria all'adattamento non lineare di una distribuzione multinomiale (Quinn e Derisio, 1999).

Risultati

I parametri della relazione taglia-peso sono riportati in Tab. 1. I valori *a* e *b* non mostrano differenze significative (χ^2=2,399 p=0,3) tra i sessi. Nello Stretto

Tab. 1 - Parametri della relazione taglia-peso (a, b) e crescita (L∞, K, t_0) di *Coelorhynchus coelorhynchus*.
Length-weight (a, b) and growth (L∞, K, t_0) parameters of Coelorhynchus coelorhynchus.

Parametri	Stretto di Sicilia		Mar Adriatico[1]	Mar Ionio[2]-[3]			Mediterraneo occidentale [4]
	M	F	M+F	M[2]	F[2]	M+F[3]	M+F
a	0.172	0.175	0.105	-	-	0.001	-
b	2.74	2.76	3.039	-	-	2.42	-
L∞ (cm)	11.13		-	11.49	12.76	10.69	12.63
K/anno	0.11		-	0.15	0.13	0.13	0.12
t_0(anni)	-		-	-1.05	-1.06	-1.53	-

(1) Ungaro *et al.*, 1994 – (2) Donghia *et al.*, 2000 – (3) Labropoulou e Papaconstantinou, 2000 – (4) Massuti *et al.*, 1995

di Sicilia, *C. coelorhynchus*, è caratterizzato da una relazione allometrica negativa (b=2,81 se=0,035) contrariamente all'isometria riscontrata nell'Adriatico meridionale (Ungaro *et al.*, 1994) e in accordo con la stima di Labropoulou e Papaconstantinou (2000) nello Ionio. L'analisi di Bhattacharya ha permesso di individuare 5 mode (Fig. 1) con valori medi di Lpa (Tab. 2) compresi tra 27 mm (sd=1,69) e

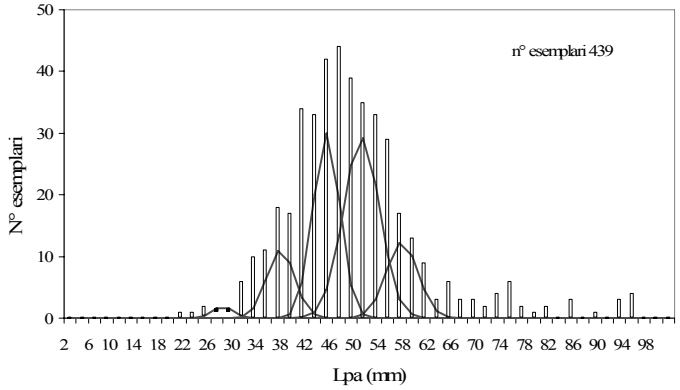


Fig. 1 - Distribuzione della frequenza di taglia e mode determinati con il metodo di Bhattacharya in *Coelorhynchus coelorhynchus*.
Length-frequency distribution of Coelorhynchus coelorhynchus *and number of modes determined by Bhattacharya method.*

56,4 mm (sd=2,59). La scomposizione dell'istogramma non è stata di facile interpretazione, probabilmente per la ristrettezza del range di taglia del campione e per la crescita lenta dei macruridi (Rannou, 1973, 1976; Ibanez, 1977; Massuti *et al*., 1995; Haedrich, 1996; Kelly *et al*., 1997; D'Onghia *et al.*, 2000; Marano *et al*., 2001). Inoltre, le classi di Lpa maggiori di 60 mm non sono state considerate utili a determinare ulteriori gruppi, considerando lo scarso numero di esemplari. I parametri di crescita (Tab. 1) stimati con il metodo di Gulland and Holt risultano essere i seguenti: $L\infty$=111,3 mm e K=0,11 anno. I parametri stimati mostrano una crescita più lenta di quella stimata nello Ionio (D'Onghia *et al*., 2000; Labropoulou e Papaconstantinou, 2000) e nel mediterraneo occidentale (Massuti *et al*., 1995) attraverso la lettura degli otoliti. Considerando i differenti metodi utilizzati, le differenze riscontrate non sono sostanziali confermando un tasso di crescita lento per questa specie. Il migliore adattamento della distribuzione multinomiale è stato ottenuto utilizzando i parametri di crescita $L\infty$ e K precedentemente stimati e il valore di t_0 stimato nel mar Ionio da D'Onghia *et al*. (2000) come informazione ausiliaria, imponendo valori della sd≤4. I risultati ottenuti con i due metodi mostrano maggiori differenze per le classi di taglia più piccole, probabilmente imputabili alle restrizioni imposte attraverso i parametri di crescita e in particolare al parametro t_0. Malgrado tali differenze, i tassi di crescita ottenuti tra una moda e la successiva con entrambi i metodi sono simili. Queste differenze potranno essere ridotte con la stima diretta dell'età attraverso la lettura degli otoliti nello Stretto di Sicilia.

Tab. 2 - Numero di coorti, Lunghezza media pre-anale (Lpa) e deviazione standard (sd) determinate con il metodo di Bhattacharya e la distribuzione multinomiale.
Cohort number, pre-anal length (Lpa) and standard deviation (sd) determined by Bhattacharya method and multinomial distribution.

Bhattacharya			Distribuzione multinomiale	
Coorti	$\overline{Lpa}$	sd	$\overline{Lpa}$	sd
1	27	1.69	22.20	4.00
2	36.49	2.29	31.38	2.05
3	43.95	2.17	39.65	4.00
4	49.7	2.96	46.64	3.80
5	56.37	2.59	53.60	4.00

Conclusioni

L'analisi preliminare della struttura della popolazione di *C. coelorhynchus* nello Stretto di Sicilia ha confermato i limiti nella scomposizione degli istogrammi di taglia delle specie a crescita lenta, anche se contemporaneamente ha permesso di stimare parametri di crescita verosimilmente attendibili se confrontati con quelli stimati direttamente attraverso la lettura degli otoliti. Inoltre, la scarsa rappresentatività di esemplari nelle classi di taglia più grandi potrebbe dipendere da diversi fattori legati alla selettività dell'attrezzo, alla distribuzione spazio-temporale della risorsa e dello sforzo da pesca e alla rappresentatività dal campione. I fattori suddetti e le scarse informazioni sulla struttura di popolazione di *C. coelorhynchus*

nello Stretto di Sicilia, ci inducono a sviluppare ulteriori studi per meglio comprendere le principali caratteristiche biometriche e biologiche.

Bibliografia

BHATTACHARYA C.G. (1967) – A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics*, **23**: 115-135.

CLOFNAM (1986) - *Fishes of the North-Eastern Atlantic and Mediterranean*. Ed. Unesco, Paris, **2**: 656 pp.

D'ONGHIA G., BASANISI M., TURSI A. (2000) – Population structure, age and growth of macrourid fish from the upper slope of the Eastern-Central Mediterranean. *J. Fish Biol.*, **56**: 1217-1238.

GULLAND J.A., HOLT S.J. (1959) – Estimation of growth parameters for data at unequal time intervals. *ICES J. Cons.*, **25** (1): 47-9.

HAEDRICH R.L. (1996) – Deep-water fishes: evolution and adaptation in the earth's largest living spaces. *J. Fish Biol.*, **49** (Suppl. A): 40-53.

IBANEZ M. (1977) – Contribucion al studio de la biologia y crecimiento de un pez batibèntico *Trachyrhyncus trachyrhyncus* (Risso) en el Mediterràneo y Atlàntico N.E. *Munibe,* **29**: 213-230.

KELLY C.J., CONNOLLY P.L., BRACKEN J.J. (1997) – Age estimation, growth, maturity and distribution of the roundnose grenadier from the Rockall trough. *J. Fish Biol.*, **50**: 1-17.

LABROPOULOU M., PAPACONSTANTINOU C. (2000) – Comparison of otolith growth and somatic growth in two macrourid fishes. *Fish. Res.*, **46**: 177-188.

MARANO C.A., MARZANO M.C., STRIPPOLI G., BERTOLDI G. (2001) – Informazioni preliminari sull'accrescimento di *Trachyrhynchus trachyrhynchus* (Risso, 1810) nell'Adriatico meridionale. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 723-725.

MASSUTI E., MORALES-NIN B., STEFANESCU C. (1995) – Distribution and biology of five Grenadier fish (Pisces: Macrouridae) from the upper and middle slope of the northwestern Mediterranean. *Deep-Sea Res.*, **42**: 307-330.

MOTAIS R. (1960) – Quelques observations sur la biologie d'un poisson abyssal, *Trachyrhyncus trachyrhyncus* Risso et sur les condition de vie en mer profonde. *Bull. Inst. Ocèanogr.*, **1165**: 1-79.

ORSI RELINI L., WURTZ M. (1979a) – Biologia di *Nezumia aequalis* (Osteichthyes, Macrouridae) sui fondi batiali liguri. *Quaderni della Civica Stazione Idrobiologia di Milano,* **7**: 75-98.

ORSI RELINI L., WURTZ M. (1979b) – Biologia of *Trachyrhynchus trachyrhynchus* (Risso, 1810) (Osteichthyes, Macrouridae) during the first years of benthic life. *Rapport de la Commission Internationale de la Mer Méditerranée, 10 Congrés and Plenary Assembly of Antalya,* **25/26**: 71-77.

QUINN T.J., DERISO R.B. (1999) – *Quantitative Fish Dinamics*. Oxford Univ. Press: 542 p.

RANNOU M. (1973) – Etude de la croissance de *Coelorhynchus coelorhynchus* (Tèlèosteens, Gadiformes). *Bulletin du Museum National d'Histoire Naturelle*, Paris 3 sèrie (160). Ecologie Gènèrale, **16**: 273-281.

RANNOU M. (1976) – Age et croissance d'un poisson bathyal: *Nezumia sclerorhynchus* (Macrouridae, Gadiformes) de la Mer d'Alboran. *Cahiers de Biologie Marine,* **17**: 413-421.

STEFANESCU C., RUCABADU J., LORIS D. (1992) – Depth-size trend in western Mediterranean demersal deep-sea fishes. *Mar. Ecol. Progr. Series,* **81**: 205-213.

STEFANESCU C., MORALES B., MASSUTI E. (1994) – Fish assemblages on the slope in the Catalan Sea (Western Mediterranean): influence of a submarine canyon. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **74**: 499-512.

UNGARO N., DE ZIO V., APREA A. (1994) – Note sulle relazioni tra alcune misure morfobiometriche in *Coelorhynchus coelorhynchus* (Risso) nel bacino Adriatico meridionale. *Biol. Mar. Medit.*, **1** (1): 319-320.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 932-936

A. Voliani, M. Trivella*, R. Banchetti*, E. Cecchi, R. Silvestri

A.R.P.A.T. - Risorse Ittiche e Biodiversità Marina, Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.
a.voliani@arpat.toscana.it
*Dipartimento di Etologia, Ecologia ed Evoluzione, Università di Pisa, Via Volta, 6 – 56100 Pisa, Italia.

NOTA SUL PROGRESSIVO INCREMENTO DELLE PRESENZE DI *POMATOMUS SALTATOR* (LINNAEUS, 1766) LUNGO LE COSTE TOSCANE

BRIEF NOTE ON THE PROGRESSIVE INCREASE OF THE PRESENCE OF POMATOMUS SALTATOR *(LINNAEUS, 1766) ALONG THE TUSCANY COASTS*

Abstract

Pomatomus saltator *(Osteichthyes, Pomatomidae) is a thermophilous predator which along the Tuscany coasts has recently shown an increase in abundance. On the basis of the analysis of both trawl surveys data and commercial landings of the Viareggio and Porto Santo Stefano harbours, an increasing trend in abundance was confirmed. This phenomenon is indirectly supported by the high interest that the mentioned species recently gained as target of recreational fishing.*

Key-words: Pomatomus saltator*, geographical distribution, Southern Ligurian Sea, sport fishing.*

Introduzione

La comparsa di specie alloctone all'interno di una comunità può avvenire per fenomeni naturali, da interpretare quindi come una naturale dispersione delle specie che colonizzano nuovi ambienti, o artificiali, in relazione a un più o meno consapevole trasporto attivo da parte dell'uomo. Un aspetto particolare della dispersione delle specie è quello che sembra si stia verificando nel Mediterraneo, dove, per effetto di cambiamenti climatici, stiamo assistendo ad un fenomeno di meridionalizzazione dei mari settentrionali (Riera *et al*., 1995), con il conseguente ampliamento della distribuzione e/o della biomassa delle specie mediterranee termofile (e.g. *Thalassoma pavo*; Vacchi *et al*., 1999). Una di queste specie è il pesce serra (*Pomatomus saltator*), un predatore che compie migrazioni lungo la costa, condizionate dalla temperatura (Andaloro, 1998).

Il pesce serra è una specie subcosmopolita con una distribuzione irregolare. È presente nei mari tropicali, subtropicali e temperati. Nel Mar Mediterraneo è presente ovunque, compreso il Mar Nero (Tortonese, 1986). Lungo le coste italiane centro-settentrionali la specie era piuttosto rara fino al 1945, mentre successivamente ha manifestato importanti incrementi di biomassa (Tortonese, 1954) che si alternavano a improvvise diminuzioni. Esistono attualmente segni di una fase di espansione di *P. saltator* nelle acque del basso Adriatico (Ungaro *et al*., 2004); tale fenomeno sembra ancora più importante nel Mar Tirreno e nel Mar Ligure, dove si teme possano verificarsi conseguenze sulle popolazioni delle altre specie predatrici costiere e anche sulle principali specie predate (Trivella, 2005). Al momento però, nella letteratura scientifica, non risulta alcuna testimonianza che confermi tale incremento della popolazione.

Materiali e metodi

Per verificare la consistenza nel tempo della presenza di *P. saltator* lungo le coste toscane, sono stati analizzati i dati raccolti con le campagne di pesca a strascico dal 1985 al 2003 nell'ambito del progetto GRUND (Relini, 2000) e l'andamento dei quantitativi sbarcati dalla pesca professionale a strascico nei porti di Viareggio e di Porto Santo Stefano dal 1990 al 2004.

Per incrementare le informazioni disponibili sulla comparsa della specie come by-catch nelle catture, sulle dimensioni degli esemplari catturati con i diversi attrezzi e sulle aree e periodi di cattura, sono state eseguite interviste ai pescatori professionisti. In considerazione del fatto che il pesce serra è una cattura sporadica sia delle reti da posta che delle reti a strascico, mentre è una specie bersaglio ricercata con continuità dalla pesca sportiva, le interviste sono state estese anche ai dilettanti, in particolare relativamente all'assunzione della specie come target della pesca; quest'ultimo aspetto è facilmente rilevabile in considerazione del fatto che i pescatori sportivi sono soliti catturare il pesce serra con specifiche lenze con finale in acciaio, caratteristica che differenzia questa pesca da tutte le altre. Le interviste hanno interessato complessivamente 25 pescatori professionisti e 69 pescatori sportivi, nei porti di Viareggio, Marina di Pisa, Livorno, Rosignano, Vada, Marina di Campo, Castiglione della Pescaia, Marina di Grosseto e Porto S. Stefano.

Risultati

In Fig. 1 è rappresentato l'andamento nel tempo degli indici di biomassa stimati dai dati delle catture di pesce serra ottenuti nel corso delle campagne di pesca a strascico; l'indice di biomassa, di valore nullo dal 1985 al 1995, tende ad aumentare dalla fine degli anni '90.

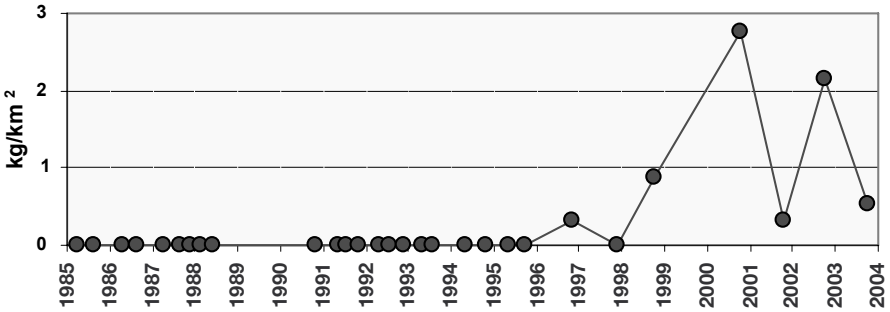


Fig. 1 - Indici di biomassa (Kg/Km^2) di *P. saltator* per anno di campionamento con la pesca a strascico.
Trawl surveys biomass indices (Kg/Km^2) of P. saltator *for each sampling year.*

Nella Fig. 2 si riportano i dati dello sbarcato commerciale medio annuale di pesce serra, catturato dalla pesca a strascico, nei porti di Viareggio e di Porto S. Stefano; dai grafici risulta che la specie non era presente nei rilevamenti fino alla fine degli anni '90 e che successivamente è stata oggetto di un generale incremento delle catture.

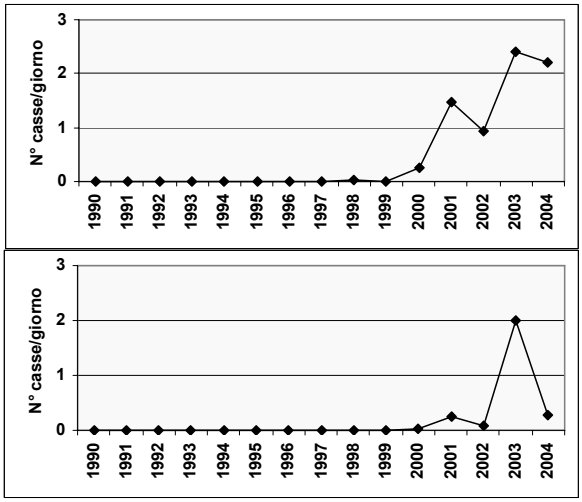


Fig. 2 - Media annua di sbarcato giornaliero di *P. saltator* nei porti di Viareggio (sopra) e P. S. Stefano (sotto).

Annual mean of daily landings of P. saltator *in Viareggio (up) and P. S. Stefano (down) harbours.*

Nei grafici di Fig. 3 si riporta l'andamento medio mensile dello sbarcato giornaliero negli anni dal 1998 al 2004: in entrambi i porti, la specie è sbarcata prevalentemente nei mesi autunno-invernali.

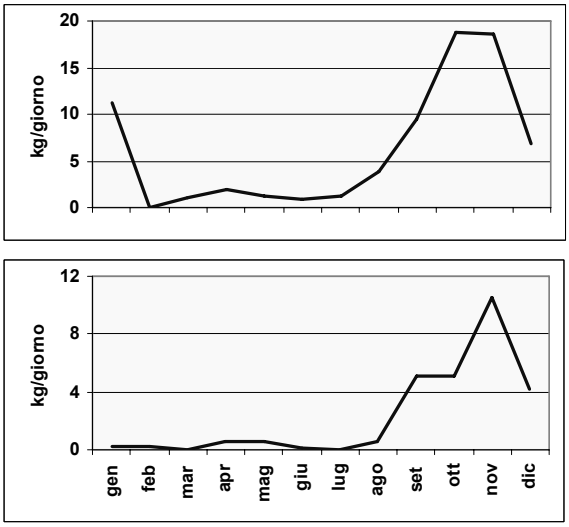


Fig. 3 - Media mensile dello sbarcato (kg/giorno) di *P. saltator* dal 1998 al 2004 a Viareggio (sopra) e P. S. Stefano (sotto).

Monthly mean of landings (kg/day) of P. saltator *from 1998 to 2004 in Viareggio (up) and P. S. Stefano (down) harbours.*

Nelle interviste, i pescatori professionisti hanno generalmente affermato che, fino al 1990, la specie era presente ma occasionale, tranne alcuni operatori anziani che hanno ricordato una massiccia presenza della specie lungo le coste della Toscana Meridionale negli anni intorno al 1950. Dal 1990 in poi è risultata sempre più frequente, fino a divenire relativamente abbondante dal 2000; le taglie maggiormente interessate dalle catture sono quelle medio-piccole (20-35 cm) e le aree di pesca sono sempre in prossimità della costa, in particolare presso la foce dei fiumi. I pescatori che, in febbraio e marzo, praticano la pesca a strascico al rossetto entro le tre miglia dalla costa, hanno riferito che già nei primi anni '90 catturavano numerosi esemplari di pesce serra di piccole dimensioni (intorno a 10 cm LT) che erano considerati scarto e venivano rigettati in mare.

Dalle interviste ai pescatori sportivi, per mezzo di testimonianze dirette o indirette, si è avuto conferma che almeno 220 imbarcazioni da diporto sono utilizzate, più o meno frequentemente, per la pesca del pesce serra; il numero reale di imbarcazioni coinvolte nei 7 porticcioli considerati è sicuramente molto superiore, in considerazione del numero relativamente scarso di dilettanti intervistati. Tra i pescatori sportivi, nessuno ha dato testimonianza di catture avvenute prima del 1985, mentre le prime segnalazioni di pesca specializzata per la specie sono del 1991, con un successivo importante sviluppo di questa tecnica che è stato confermato anche dai venditori di attrezzature da pesca; tutti gli intervistati nei diversi porticcioli toscani concordano sul fatto che dal 1999 al 2004 si è verificato un aumento consistente della popolazione e delle catture. Le maggiori catture avvengono vicino alla costa, a profondità generalmente inferiori a 10 m, e riguardano esemplari di tutte le taglie, frequentemente anche di grosse dimensioni (fino a 90 cm LT e 8 kg di peso). Il periodo nel quale le catture dei pescatori sportivi sono maggiori va da maggio a ottobre, mentre da gennaio a marzo sembra che la specie non sia catturata con la lenza; in questo periodo le poche segnalazioni riguardano esemplari piccoli all'interno dei porti o individui medio-grandi avvistati da subacquei negli anfratti delle dighe foranee dei porti.

Conclusioni

Le notizie disponibili sulla presenza di *P. saltator* nelle acque toscane non sono molte: Ninni (1932) sosteneva che la specie era da ritenersi occasionale nei mari italiani, ad eccezione delle acque a sud della Sicilia. Tortonese (1954) affermava che la specie era in rapida diffusione nelle acque toscane e liguri fin dal 1945, tanto che era diventata oggetto di pesca professionale nella Toscana meridionale. Quest'ultima tesi trova conferma nelle interviste effettuate presso alcuni anziani pescatori di Castiglione della Pescaia, che testimoniano un'improvvisa ed abbondante presenza della specie intorno agli anni '50, quando la pesca era effettuata con una lenza di filato vegetale munita di una parte finale modificata con una corda metallica di chitarra, per evitare il taglio della lenza dal morso del predatore. Andaloro (1998), basandosi su dati del 1994-95, sosteneva nuovamente che la specie era occasionale nel Mar Tirreno.

Attualmente l'abbondanza della specie appare nuovamente in rapido incremento. Dall'analisi dei dati provenienti dalla pesca a strascico sembrerebbe che il fenomeno fosse iniziato alla fine degli anni '90; in realtà, dalle interviste effettuate, è risultato che la specie era già diffusa nella zona circa un decennio prima e, probabilmente, già agli inizi degli anni '90, vi completava il ciclo biologico,

come testimonia l'abbondante presenza di esemplari giovanili lungo la costa. Del resto la pesca a strascico non può essere considerata un campionatore efficiente per una specie semipelagica che vive in ambienti costieri, solitamente interdetti a questa pesca.

Il pesce serra viene catturato prevalentemente da settembre a gennaio dalla pesca a strascico e da maggio a ottobre dai pescatori sportivi; inoltre risulta che da febbraio ad aprile siano effettuate molte catture di esemplari giovanili dalle strascicanti che pescano il rossetto. Sembra quindi che la specie sia sempre presente nell'area e che sia la catturabilità, con i differenti metodi di pesca e per le diverse taglie, a variare nel corso dell'anno. E' evidente infatti che la pesca a strascico cattura la specie quando staziona più in prossimità del fondo, mentre la traina con la lenza è più efficiente quando il pesce serra manifesta abitudini pelagiche, probabilmente in relazione alle modalità dell'attività predatoria dei rispettivi periodi. Anche la cattura dei giovani durante la pesca al rossetto è probabilmente da mettere in relazione alla predazione di questo gobide, particolarmente abbondante nei mesi invernali.

Si può quindi concludere che il pesce serra è ormai una specie stabilmente presente lungo le coste toscane, dove già da diversi anni si riproduce; l'aumento dell'abbondanza è confermato dall'enorme e crescente interesse che questa specie sta assumendo come specie bersaglio nella pesca sportiva.

Bibliografia

ANDALORO F. (1998) - Biologia e pesca del pesce serra *Pomatomus saltatrix*, (Linneo 1776) nei mari siciliani. *Biol. Mar. Medit*., **5** (3): 280-289.

NINNI E. (1932) – Il *Temnodon saltator* (Cuv) nell'Adriatico e sua distribuzione geografica. *Atti Soc. It. Sci. Nat*., **71**.

RELINI G. (2000) – Demersal trawl surveys in Italian Seas: a short review. *Actes de Colloques IFREMER,* **26**: 46-75.

RIERA F., GRAU A.M., PASTOR E., POU S. (1995) - Faunistical and demographical observations in Balearic ichthyofauna. In: *La Méditerranée: variabilité climatique, environment et biodiversité*. Actes Colloque Scientifique OKEANOS, Montpellier: 213-220.

TORTONESE E. (1954) - The recent numerical increase of the percoid fish *Pomatomus saltator* L. in the Tyrrhenian and Ligurian seas. *Rapp. Proc. Verb. CIESM*, **12**.

TORTONESE E. (1986) - Pomatomidae. In: Whitehead P.J.P., Bauchot M.-L., Hureau J.-C., Nielsen J., Tortonese E. (eds), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean.* UNESCO, **2**: 812-813.

TRIVELLA M. (2005) – *Contributo alla conoscenza della biologia di* Pomatomus saltator *(Linnaeus, 1766) (Osteichthyes, Pomatomidae) nel tratto di mare compreso tra Cecina e Viareggio.* Tesi di laurea, Università di Pisa: 102 pp.

UNGARO N., MARANO G., PASTORELLI A.M., DE ZIO V., ROSITANI L. (2004) – Nuove informazioni sulla fauna ittica del basso Adriatico. *Biol. Mar. Medit*., **11** (2): 648-651.

VACCHI M., SARA G., MORRI C., MODENA M., LA MESA G., GUIDETTI P., BIANCHI C.N. (1999) – Dynamics of marine populations and climate change: lessons from a reef fish in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Porcupine Newsletter*, **3**: 13-17.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 937-939

R. Basile, P. Francabandiera, D. Pessani

Dip. di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Torino,
Via Accademia Albertina, 13 - 10123 Torino, Italia.
rita.basile@unito.it

CHIAVE DI IDENTIFICAZIONE DEL PRIMO STADIO LARVALE DEGLI ANOMURI (CROSTACEI DECAPODI) DEL MAR MEDITERRANEO

A KEY FOR THE IDENTIFICATION OF THE FIRST LARVAL STAGE OF THE MEDITERRANEAN ANOMURA

Abstract

Based on the accounts by various authors, the identification key for the zoea 1 of 34 species of Mediterranean Anomura, whose larvae are known, has been constructed. The key is based mainly on external morphological characters.

Key-words*: zoeae, larval development, identification keys, Crustacea Anomura.*

Introduzione

Secondo Froglia (1995), d'Udekem d'Acoz (1999), González-Gordillo *et al.* (2001) in Mediterraneo sono presenti 51 specie di Anomuri. Le zoee (almeno il primo stadio) sono note per 34 di queste: questo lavoro presenta una chiave di identificazione della zoea 1 delle suddette specie.

Materiali e metodi

Le descrizioni utilizzate si riferiscono a larve sia prelevate dal plancton sia allevate in laboratorio; nel caso di informazioni discordanti relative ad una specie si è mediato tra le diverse fonti, privilegiando la precisione ed il dettaglio descrittivo.

Risultati

La chiave, che si basa principalmente su caratteristiche osservabili nell'esemplare *in toto*, porta al riconoscimento delle larve di 34 specie (Tab. 1, Fig. 1).

Conclusioni

La chiave ottenuta può essere facilmente utilizzata anche da non esperti: la dissezione degli esemplari è richiesta solo per distinguere le zoee dei Diogenidae da quelle dei Paguridae.

Bibliografia

FROGLIA C. (1995) – Fascicolo 31. Malacostraca III (Decapoda). In: Minelli A., Ruffo S., La Posta S. (eds), *Checklist delle specie della fauna italiana*. Calderini Ed., Bologna.

GONZALEZ-GORDILLO J.I., DOS SANTOS A., RODRÍGUEZ A. (2001) - Checklist and annotated bibliography of Decapod crustaceans larvae from the south-western European coast (Gibraltar strait area). *Sci. Mar.,* **65** (4): 275-305.

UDEKEM D'ACOZ C.D. (1999) - Inventaire et distribution des crustacés decapods de l'Atlantique nord-oriental, de la Méditerranée et des eaux continentals adjacentes au nord de 25° N. *Patrimoines naturels (M.N.H.N./S.P.N.)*, **40**: 1-383.

Tab. 1 - Chiave di riconoscimento delle zoea 1 di Anomuri (s.a. = somite addominale o somiti addominali); p.t. = processo del telson).

Identification keys of the Anomuran zoea 1 (s.a = abdominal somite or somites); p.t. = telson process).

1. - margine posteriore del telson con numerosi processi ……..(Albuneidae) *Albunea carabus*
   - margine posteriore del telson con non più di 7 + 7 processi …… 2
2. - rostro estremamente lungo, più del doppio della lunghezza del corpo …… (Porcellanidae) 3
   - non come sopra …… 5
3. - spine posteriori del carapace più corte di ½ del rostro …… 4
   - spine posteriori del carapace lunghe come 1/2 del rostro o di più …… *Porcellana platycheles*
4. - quarto p.t. dotato di uncini …… *Pisidia longicornis*
   - secondo p.t. dotato di uncini …… *Pisidia bluteli*
5. - margine posteriore del carapace dentellato (Fig. 1 a) …… (Galatheidae) 6
   - non come sopra …… 14
6. - rostro piuttosto largo; margine posteriore del carapace arrotondato…… *Munidopsis serricornis*
   - non come sopra …… 7
7. - lamina antennale arrotondata e spine apicali lunghe e denticolate …… (*Munida*) 12
   - lamina antennale schiacciata e con spina apicale …… (*Galathea*) 8
8. - spine laterali sui s.a. 4 e 5 distintamente visibili …… 9
   - spine laterali distintamente visibili su s.a. 5; molto piccole su s.a. 4 …… 10
9. - spine laterali di s.a. 4 lunghe ½ la lunghezza di s.a. 5 …… *Galathea nexa*
   - spine laterali di s.a. 4 più lunghe di ½ la lunghezza di s.a. 5 …… 11
10. - spine laterali su s.a. 4 e 5 lunghe ½ la lunghezza dei rispettivi somiti …… *Galathea strigosa*
    - spine laterali su s.a. 4 e 5 più corte di ½ la lunghezza dei rispettivi somiti …… *Galathea squamifera*
11. - spine posteriori del carapace estendentesi fino al margine anteriore del s.a. 4 …… *Galathea dispersa*
    - spine posteriori del carapace non arrivano al margine anteriore del s.a. 3 (Fig. 1 b) ..... *Galathea intermedia*
12. - spina esterna del telson più lunga del telson (Fig. 1c) …… *Munida tenuimana*
    - spina esterna del telson lunga circa quanto il telson ……13
13. - spine laterali sul s.a. 4 lunghe più di ½ la lunghezza del s.a. 5 (Fig. 1 d) …… *Munida rugosa*
    - spine laterali sul s.a. 4 lunghe circa ½ la lunghezza del s.a. 5 …… *Munida intermedia*
14. - palpo della maxillula composto di 1 o 2 segmenti …… (Diogenidae) 15
    - palpo della maxillula di 3 segmenti …… (Paguridae) 20
15. - s.a. 5 con una spina dorsale prominente …… *Calcinus tubularis*
    - s.a. 5 con due spine dorsali o nessuna …… 16
16. - rostro corto; spine pterigostiomali presenti; pleopodi presenti (Fig. 1 e) …… *Paguristes eremita*
    - non come sopra …… 17
17. - s.a. senza spine laterali …… *Clibanarius erythropus*
    - s.a.5 con spine laterali …… 18
18. - carena dorsale assente alla base del rostro …… *Diogenes pugilator*
    - carena dorsale alla base del rostro …… 19
19. - spine laterali submarginali sul s.a. 5 …… *Dardanus arrosor*
    - spine laterali marginali sul s.a. 5 …… *Dardanus calidus*
20. - s.a. 5 con spine laterali …… 21
    - s.a. 5 senza spine laterali …… 28
21. - carapace con spina dorsale …… *Nematopagurus longicornis*
    - carapace senza spina dorsale …… 22
22. - carapace con carena dorsale evidente …… *Pagurus alatus*
    - carapace con carena dorsale poco pronunciata o assente …… 23
23. - carapace lungo meno di 3.2 mm; telson convesso …… 24
    - carapace più lungo di 3.2 mm; telson rettilineo …… 26
24. - il più lungo p.t. supera in lunghezza ½ del telson (Fig. 1 f) …… *Cestopagurus timidus*
    - il più lungo p.t. è più corto di ½ del telson …… 25
25. - p.t. 4 non fuso al telson …… *Pagurus anachoretus*
    - p.t. 4 fuso al telson …… *Pagurus cuanensis*
26. - p.t. 1 non estendentesi fino alla base del p.t. 4 …… P*agurus forbesii*
    - p.t. 1 estendentesi fino alla base del p.t. 4 …… 27
27. - p.t. 4 lungo 1/3 del telson …… *Pagurus excavatus*
    p.t. 4 più corto di 1/3 del telson (Fig. 1 g) …… *Pagurus prideaux*
28. - telson a furca; i primi processi lunghi fusi al telson …… *Spiropagurus elegans*
    - non come sopra …… 29
29. - margine posteriore del telson quasi diritto …… 30
    - margine posteriore del telson convesso …… 31
30. - spine del carapace estendentesi fino al secondo s.a. (Fig. 1 h) …… *Anapagurus hyndmanni*
    - spine del carapace estendentesi fino al terzo s.a. (Fig. 1 i)…… *Anapagurus laevis*
31. - rostro più lungo della lamina antennale (Fig. 1 l)…… *Anapagurus chiroacanthus*
    - rostro lungo quanto la lamina antennale …… 32
32. - margine posteriore dei s.a. 2 - 5 con piccole spine dorso - laterali …… *Anapagurus bicorniger*
    - margine posteriore dei s.a. 2 - 5 senza spine dorso - laterali (Fig. 1 m) …… *Anapagurus breviaculeatus*

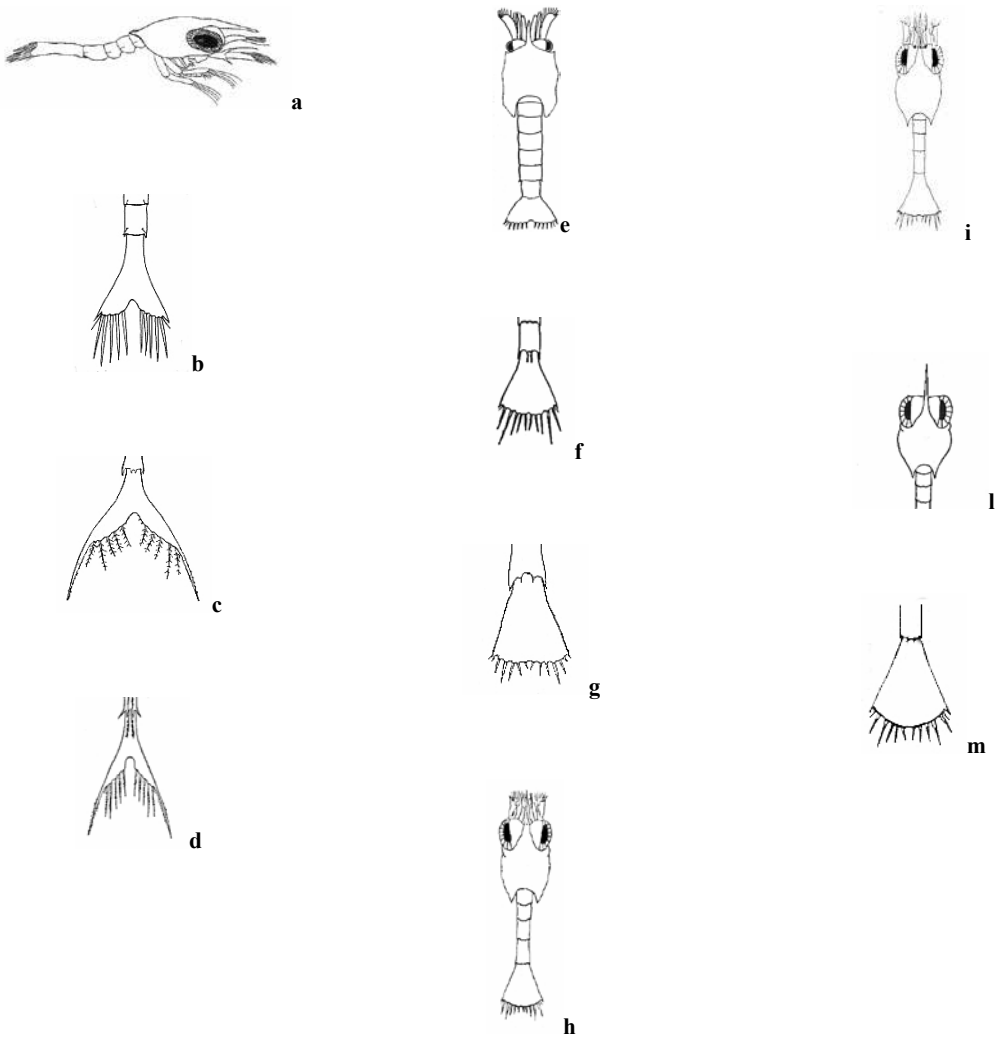


Fig. 1 - a Galatheidae, visione laterale; b: *Galathea intermedia*, telson; c: *Munida tenuimana*, telson; d: *Munida rugosa*, telson; e: *Paguristes eremita*, visione dorsale; f: *Cestopagurus timidus*, telson; g: *Pagurus prideaux*, telson; h: *Anapagurus hyndmanni*, visione dorsale; i: *Anapagurus laevis*, visione dorsale; l: *Anapagurus chiroacanthus*, visione dorsale del carapace; m: *Anapagurus breviaculeatus*, telson.

a: Galatheidae, lateral vision; b: Galathea intermedia*, telson; c:* Munida tenuimana*, telson; d:* Munida rugosa*, telson; e:* Paguristes eremita*, dorsal vision; f:* Cestopagurus timidus*, telson; g:* Pagurus prideaux*, telson; h:* Anapagurus hyndmanni*, dorsal vision; i:* Anapagurus laevis*, dorsal vision; l:* Anapagurus chiroacanthus*, dorsal vision of carapace; m:* Anapagurus breviaculeatus*, telson.*

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 940-942

A.M. Bazzoni, M. Bastianini, M. Montresor[1], C. Totti[2]

Istituto Scienze Marine, ISMAR-CNR, Castello, 1394 - 30122 Venezia, Italia.
mauro.bastianini@ismar.cnr.it
[1]Stazione Zoologica "A. Dohrn, Napoli, Italia.
[2]Dipartimento di Scienze del Mare, Università Politecnica delle Marche, Ancona, Italia.

CICLO ANNUALE DI POPOLAMENTI FITOPLANCTONICI E PRIME STIME SUI FLUSSI VERTICALI DI CISTI DI DINOFLAGELLATE IN UN'AREA A BARRIERE ARTIFICIALI NEL NORD ADRIATICO

ANNUAL CYCLE OF PHYTOPLANKTON ASSEMBLAGES AND FIRST STUDIES OF VERTICAL FLUXES OF DINOFLAGELLATE CYSTS IN THE NORTH–WESTERN ADRIATIC SEA

Abstract

During 2004 an artificial barrier area has been sampled monthly to investigate the seasonal cycle of phytoplankton assemblages and estimate the downward flux of dinoflagellate cysts by the deployment of a sediment trap. Phytoplankton polpulations showed a regular annual cycle with a spring bloom of Cerataulina pelagica. *Calcareous walled cysts represented the most abundant morphotype and cyst fluxes showed a good relation with the organic fraction of the settling particles. A few HAB species have been detected in the water column, but in low abundances. Cysts of* Lingulodinium polyedrum *have been detected.*

Key-words: *phytoplankton, cysts, Adriatic Sea, artificial barriers.*

Introduzione

Il lavoro, svolto nell'ambito del Programma per la tutela ambientale della Regione del Veneto "Intervento 72 – Campo sperimentale in mare", coordinato dall'Osservatorio Alto Adriatico di ARPAV, ha lo scopo di studiare i popolamenti fitoplanctonici, da un punto di vista sia quantitativo (densità cellulare e numero di specie) sia qualitativo (dinamica stagionale ed annuale, individuazione dei taxa più importanti in termini di biomassa, delle specie potenzialmente tossiche (HABs), della presenza di aggregati mucillaginosi). I flussi verticali di cisti di dinoflagellate sono stati stimati tramite trappole per sedimenti nel periodo maggio-agosto 2004.

Materiali e metodi

Sono state effettuate 18 campagne mensili di campionamento, da luglio 2003 a febbraio 2005. Lungo la colonna d'acqua sono stati eseguiti tre prelievi: in superficie, a 5 metri e in prossimità del fondo. Il conteggio del fitoplancton è stato eseguito tramite il metodo Utermhöl (Zingone *et al*., 1990). Sono stati calcolati i flussi verso il fondo delle cisti da dinoflagellate con periodicità settimanale da maggio ad agosto 2004 tramite campionatore automatico. Le cisti sono state separate dal materiale in deposizione seguendo le tecniche descritte da Matsuoka e Fukuyo (2000). I flussi di materiale particellato sono stati calcolati secondo Heussner *et al*. (1990).

Risultati e conclusioni

I valori di densità totale più elevati sono stati rilevati a maggio '04 (7967×10^3 cell/l, valore integrato lungo la colonna d'acqua), in corrispondenza di un bloom di *Cerataulina pelagica* (Cleve) Hendy. La differenza tra i valori riscontrati in questo campionamento e gli altri è stata marcata, dato che soltanto in agosto 2004 le densità medie hanno superato le 2000×10^3 cell/l ed in tutte le altre campagne non hanno mai raggiunto le 1000×10^3 cell/l (Fig. 1).

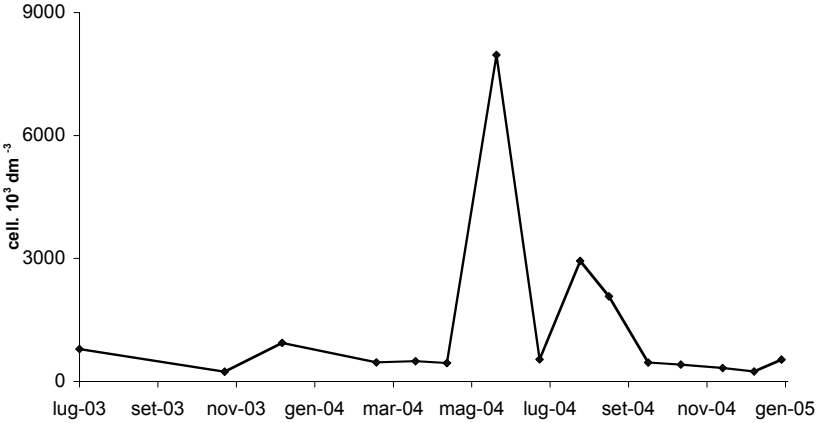


Fig. 1 - Andamento temporale delle abbondanze fitoplanctoniche (cellule 10^3 dm^{-3}) nel periodo luglio 2003-gennaio 2005.
Phytoplankton abundances (cells 10^3 dm^{-3}) from July 2003 to January 2005.

La dinamica della densità totale ha mostrato un andamento abbastanza regolare, con picchi primaverili e tardo estivi e densità minori durante l'inverno (Fig. 1). Non esiste una differenza ben definita tra le densità calcolate alle tre profondità, ad eccezione di luglio '03, durante il quale la densità a 5 metri (1083×10^3 cell/l) è stata circa il triplo di quella sul fondo. I taxa fitoplanctonici più abbondanti sono stati *C. pelagica, Chaetoceros* spp. Ehrenberg, *Pseudo-nitzschia* spp. ("*Nitzschia seriata* complex") Hasle e *Emiliania huxleyi* (Lohmann) Hay & Mohler. Un'alta densità della criptoficea *Hillea fusiformis* (Schiller) Schiller è stata osservata in maggio '04.

È stata riscontrata la presenza di *Dinophysis caudata* Saville-Kent e *D. fortii* Pavillard, due dinoflagellate potenzialmente tossiche ma nessuna delle due specie ha mai raggiunto densità importanti (massimo 80 cell/l); inoltre, è stata segnalata la presenza di *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller. Nel sedimento sono state rinvenute cisti di *Lingulodinium polyedrum* (Stein) Dodge, una specie produttrice di yessotossina, questa specie non è stata rilevata nei campioni da trappola e in colonna. Da segnalare il rinvenimento di discrete abbondanze (max 1995×10^3 cell/l, agosto 2004) relative al genere *Pseudo-nitzschia,* alcune delle quali potenziali produttrici di acido domoico; data la difficoltà di identificarle a livello specifico con il metodo della sedimentazione, sono state riunite in un unico gruppo. Va inoltre notato che nell'area le tossine del gruppo ASP sono state sempre sotto il

limite di rilevabilità (Servizio Igiene Alimenti e Nutrizione, Direzione Regionale Prevenzione della Regione Veneto, comm pers.). Lo studio dei flussi verticali di cisti, effettuato per la prima volta in Adriatico, ha mostrato un'ampia variabilità temporale con picchi isolati e valori medi di flusso molto elevati. La preponderanza media delle forme calcaree (61%) rispecchia la composizione specifica rinvenuta nei popolamenti in colonna nello stesso periodo; le specie che producono tali forme (*Gymnodinium* spp., *Gyrodinium* spp., *Katodinium* spp., *Scrippsiella* spp.) rappresentano mediamente il 66% delle abbondanze delle dinoflagellate. La relazione tra carbonio particellato sedimentato e flusso di cisti indica che queste forme rappresentano una componente importante del materiale organico in deposizione (Fig. 2).

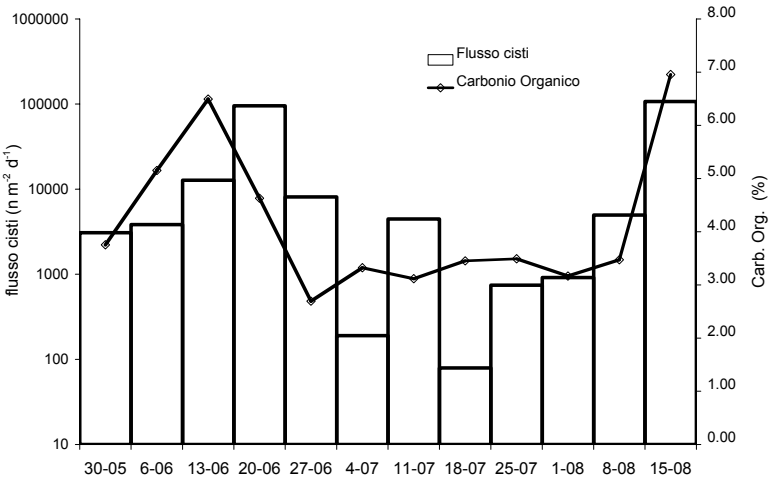


Fig. 2 - Flusso di cisti da dinoflagellate verso il fondo (cellule m^{-2} $giorno^{-1}$) e frazione di carbonio organico nei campioni da trappola.
Downward flux of cysts (cells m^{-2} day^{-1}) and organic carbon in sediment trap samples (%).

Bibliografia

HEUSSNER S., RATTI C., CARBONNE J. (1990) - The PPS 3 time-series sediment trap and the trap sample processing techniques used during the ECOMARGE experiment. *Cont. Shelf Res*., **10**: 943-958.

MATSUOKA F., FUKUYO Y. (2000) – Technical guide for modern dinoflagellate cyst study. WESTPAC-HAB/WESTPAC/IOC.

ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990) - Fitoplancton. *Nova Thalassia*, **11**: 183-198.

Il progetto "Intervento 72 - Campo sperimentale in mare", Progetto Esecutivo 93-T406-REL-G003, rientra nel Programma Triennale per la Tutela Ambientale 1994-1996 della Regione del Veneto, con il contributo del Ministero dell'Ambiente e del Territorio, realizzato da ARPAV-Osservatorio Alto Adriatico in collaborazione con l'Ufficio del Genio Civile di Venezia per la realizzazione del campo e del CNR-ISMAR di Venezia per le attività di ricerca.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 943-946

E. Bertozzini, A. Penna[1], E. Pierboni[2], I.J. Bruce[3], M. Magnani[4]

Centro di Biotecnologia, Università di Urbino, Via Campanella, 1 - 61032 Fano (PU), Italia.
[1]Centro di Biologia Ambientale, Università di Urbino, Viale Trieste, 296 - 61100 Pesaro (PU), Italia.
e.bertozzini@uniurb.it
[2]Istituto Zooprofilattico Sperimentale di Umbria e Marche, Via Salvemini, 1 - 06126 Perugia, Italia.
[3]School of Chemical and Life Sciences, University of Greenwich - Kent ME4 4TB, UK.
[4]Istituto di Chimica Biologica "G. Fornaini", Università di Urbino,
Via Saffi, 2 - 61029 Urbino (PU), Italia.

APPLICAZIONE DI NUOVE METODICHE PER L'ESTRAZIONE DI DNA DI FITOPLANCTON

APPLICATION OF NEW METHODS IN DNA EXTRACTION FROM PHYTOPLANKTON

Abstract

Two new methods that use superparamagnetic nanoparticles for the DNA extraction from phytoplankton samples were investigated. Since phytoplankton samples collected for routine monitoring programmes are often treated with fixative substances, we focalize our attention on the extraction of genomic DNA from fixed cultures of Alexandrium minutum *Halim, 1960. Results obtained from genomic DNA recovery and PCR amplifications using culture samples were validated using seawater fixed samples.*

Key-words*: DNA extraction, fixatives, PCR, superparamagnetic nanoparticles.*

Introduzione

L'applicazione di tecniche di biologia molecolare nel riconoscimento delle specie fitoplanctoniche presenti in un campione misto, può essere talvolta compromessa dalla presenza di sostanze fissative utilizzate per la conservazione dei campioni, quali il colorante di Lugol o la Formalina. In questo studio, sono state sviluppate due nuove metodiche per l'estrazione del DNA genomico di fitoplancton, basate sull'impiego di beads superparamagnetiche: 1) Silica-magnetite beads, rivestite da un guscio siliceo (Taylor *et al*., 1998); 2) DEAE-Agarose beads che hanno come supporto solido una matrice di agarosio derivatizzato con gruppi dietilamminoetilici (Bruce *et al*., 1996). Entrambi i metodi sono stati applicati nell'estrazione di DNA genomico da campioni in coltura di *Alexandrium minutum* Halim, 1960 (CNR-AMIA4), fissati in laboratorio con lugol o formalina; successivamente le metodiche sono state validate su campioni di fitoplancton raccolti durante una fioritura di *A. taylori*. L'amplificabilità del DNA genomico estratto è stata verificata con una PCR specifica per l'amplificazione delle regioni 5.8S rDNA-ITS nei geni ribosomali. L'efficienza di queste due nuove metodiche è stata confrontata con quella di tre kit attualmente in commercio.

Materiali e metodi

L'estrazione del DNA è stata effettuata da 250.000 cellule di *A. minutum* (CNR AMI-A4) non fissate, fissate con il colorante di Lugol (0.2%) e con la formalina (4%). L'estrazione con le Silica-magnetite beads e le DEAE-agarose beads è stata compiuta utilizzando il metodo di Bertozzini *et al.* (2005). I tre kit com-

merciali di estrazione di DNA genomico utilizzati sono: PUREGENE™ DNA Purification Kit-Gentra Systems; DNeasy® plant Mini Kit-Qiagen; Dynabeads® DNA DIRECT™ Universal Kit-Dynal. Il DNA genomico ottenuto è stato amplificato in una reazione di PCR con i primers ITSA e ITSB (Adachi *et al*., 1994) usando diverse quantità di DNA estratto: 10 ng, 1 ng e 0.1 ng. I dati ottenuti con campioni in coltura sono stati successivamente validati su campioni di acqua di mare contenente *A. taylori*, raccolti durante una fioritura presso l'isola di Vulcano (Isole Eolie, Sicilia) nel giugno 2003.

Risultati

La quantificazione del DNA estratto con i cinque differenti metodi oggetto di studio, ha permesso di valutare l'efficienza di estrazione. Da un semplice confronto fra le rese totali (Tab. 1) si può osservare come l'efficienza di estrazione

Tab. 1 - Quantità di DNA genomico totale estratto da 250.000 cellule di *A. minutum* CNR-AMIA4 utilizzando diversi metodi di estrazione. I valori sono espressi in nanogrammi e sono le medie ± Deviazione Standard di tre estrazioni.

Amount of total genomic DNA extracted from 250.000 cells of A. minutum *CNR-AMIA4 using different methods.Values are expressed in nanograms and are the means ± Standard Deviation of three extractions.*

Campione *A. minutum* CNR-AMIA4	Silica-magnetite beads method	DEAE-agarose MSPS method	Kit GENTRA	Kit QIAGEN	Kit DYNAL
Non fissato	523 ± 151	183 ± 75	204 ± 97	320 ± 168	189 ± 58
Lugol	1064 ± 43	120 ± 57	221 ± 106	317 ± 192	150 ± 49
Formalina	680 ± 43	150 ± 41	188 ± 76	352 ± 101	12 ± 2

delle DEAE Agarose beads sia perfettamente in linea con quelle dei kit commerciali presi in considerazione, mentre la resa delle Silica magnetite, sia nettamente superiore in termini di DNA totale estratto, in particolare per quanto riguarda i campioni fissati con colorante di Lugol o Formalina.

Per testare la qualità del DNA genomico estratto, diverse diluizioni sono state usate come stampo in una PCR per l'amplificazione della regione 5.8S rDNA, i prodotti di PCR sono stati visualizzati su gel d'agaroso al 2% e le immagini sono riportate in Fig. 1.

Il DNA estratto con le Silica magnetite beads ha mostrato buona amplificabilità sui campioni fissati, anche se sul campione fresco la performance in PCR non è stata ottimale, il DNA genomico estratto con le DEAE Agarose MSPS, invece, ha dato i migliori risultati in assoluto, senza alcuna differenza, in termini di amplificabilità, fra campione fresco e campioni fissati. Prendendo in considerazione l'efficienza di amplificabilità del DNA estratto con i kit commerciali, si evidenzia che, fatta eccezione per il DNA ottenuto con il Kit Qiagen, la presenza del fissativo influenzi fortemente la resa del prodotto di PCR.

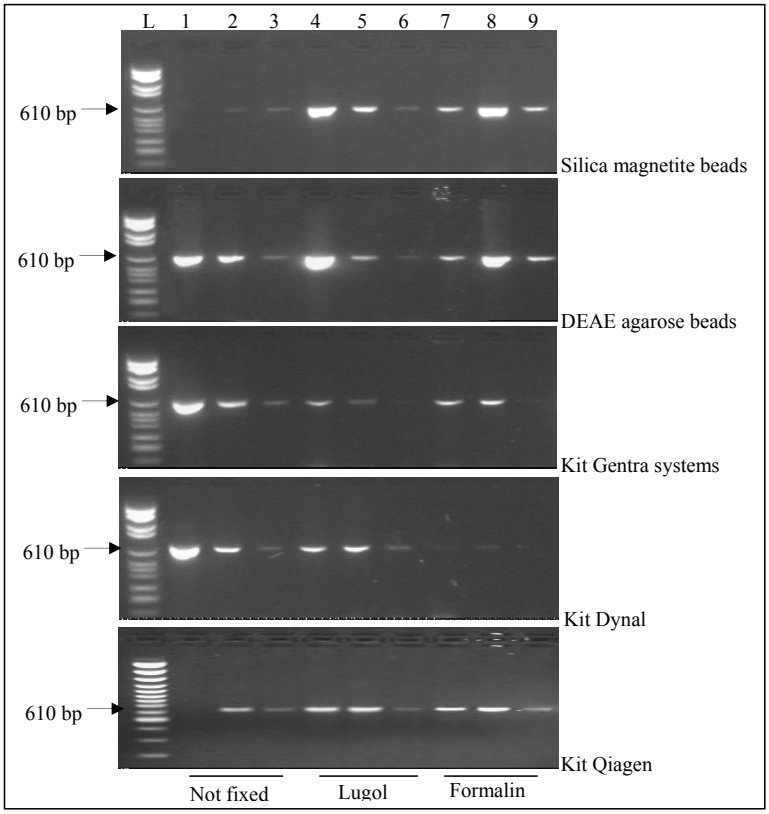


Fig. 1 - PCR con primers ITSA e ITSB, su tre differenti diluizioni di DNA genomico di *A. minutum* CNR AMI-A4, purificato con i cinque differenti metodi. Fila L, DNA Ladder, file 1, 2 e 3 prodotti di PCR ottenuti da 10, 1 e 0,1 ng di DNA genomico estratto da campioni non fissati; file 4, 5 e 6 prodotti di PCR ottenuti da 10, 1 e 0,1 ng di DNA genomico estratto da campioni fissati con la Soluzione di Lugol, file 7, 8 and 9 prodotti di PCR ottenuti da 10, 1 e 0,1 ng di DNA genomico estratto da campioni fissati con formalina.

PCR amplified products using ITSA-ITSB primers from three different dilution of genomic DNA obtained from A. minutum *CNR AMI-A4 cultured samples extracted with the five DNA extraction methods: Lane L, DNA Ladder, lanes 1, 2 and 3 PCR products obtained from 10, 1 and 0,1 ng of genomic DNA extracted from unfixed samples, respectively; lanes 4, 5 and 6 PCR products obtained from 10, 1 and 0,1 ng of genomic DNA extracted from Lugol-fixed samples, respectively; lanes 7, 8 and 9 PCR products obtained from 10, 1 and 0,1 ng of genomic DNA extracted from formalin-fixed samples, respectively.*

Conclusioni

I risultati ottenuti in questo studio dimostrano che i nuovi metodi che impiegano le Silica-magnetite beads e le DEAE-agarose beads possono essere una valida alternativa per l'estrazione del DNA da campioni fissati di fitoplancton. Questi metodi assicurano un buon recupero di DNA genomico rendendone possibile l'impiego in ulteriori applicazioni, come reazioni di PCR, poiché non si

riscontrano fenomeni di inibizione, con l'ulteriore vantaggio che lo stesso campione fissato può essere utilizzato sia per le analisi di microscopia ottica che per quelle molecolari.

Ringraziamenti

Si ringrazia la Dr.ssa Maria Grazia Giacobbe per aver fornito la coltura di *A. minutum* CNR-AMIA4.

Bibliografia

ADACHI M., SAKO Y., ISHIDA Y. (1994) - Restriction fragment length polymorphism of ribosomal DNA internal transcribed spacer and 5.8 S region in Japanese *Alexandrium* species (Dinophyceae). *J. Phycol*., **30**: 857-863.

BERTOZZINI E., PENNA A., PIERBONI E., BRUCE I.J., MAGNANI M. (2005) - Development of new procedures for the isolation of phytoplankton DNA from fixed samples. *J. Appl. Phycol*., **17**: 223-229.

BRUCE I.J., DAVIES M.J., HOWARD K., SMETHURST D.E., TODD M. (1996) - Magnetizable solid-phase supports for purification of nucleic acids. *J. Pharm. Pharmacol*., **48**: 147-149.

TAYLOR J.I., HURST C.D., DAVIES M.J., SACHSINGER N., BRUCE I.J. (2000) - Application of magnetite and silica-magnetite composites to the isolation of genomic DNA. *J. Chromatogr. A*, **890**: 159-166.

Questo lavoro è stato finanziato dai Progetti Europei: EU-STRATEGY EVK3-CT-2001-00046 ed EU-CHEMAG G5RD-CT-2001-00534.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 947-950

I. Bianco, R. Congestri*, V. Sangiorgi, P. Albertano*, E. Zaottini

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio, Sezione Provinciale di Latina,
Via Serpieri, 3 - 04100 Latina, Italia.
plancton.latina@arpalazio.it
*Dipartimento di Biologia, Università di Roma "Tor Vergata",
Via della Ricerca Scientifica - 00133 Roma, Italia.

FIORITURE DI MICROALGHE POTENZIALMENTE TOSSICHE LUNGO LE COSTE LAZIALI

BLOOMS OF POTENTIALLY TOXIC MICROALGAE ALONG LATIUM COAST

Abstract

Monitoring programs conducted in the framework of Arpalazio surveillance activities allowed detection of recurrent microalgal blooms along the Latium coast. Analyses, assisted by electron microscopy, revealed the identity of the blooming species as Fibrocapsa japonica*,* Pseudo-nitzschia *spp.,* Ostreopsis ovata*,* Coolia monotis *and* Prorocentrum lima*. Bloom periodicity and cell abundances were also assessed.*

Key*-words: phytoplankton, microphytobenthos, algal blooms, noxious organism.*

Introduzione

L'ArpaLazio svolge, lungo tutto il litorale laziale, monitoraggi sulla componente fitoplanctonica nell'ambito del Programma di Monitoraggio per il Controllo dell'Ambiente Marino Costiero (L. 979/82) e del Programma di Sorveglianza Algale (D.P.R. 470/82) dal 1998, e del D.Lgs. 152/99 dal 2002, con cadenza, quindicinale, mensile e trimestrale rispettivamente.

Le analisi qualitative e quantitative della componente microalgale hanno permesso, in collaborazione con l'Università di Roma "Tor Vergata", di individuare numerose specie potenzialmente produttrici di tossine (Landsberg, 2002) e di monitorare gli episodi di fioritura.

Materiali e metodi

Dal 1998 al 2004 sono stati monitorati 9 transetti costa-largo lungo il litorale pontino (Fig. 1), per un totale di 27 stazioni, con frequenza di campionamento quindicinale, mensile o trimestrale a seconda del piano di monitoraggio. Campioni superficiali di acqua sono stati prelevati e fissati in soluzione di Lugol, mentre campioni prelevati con retino di tipo Apstein, di maglia pari a 20 μm, venivano fissati in formaldeide al 4%.

Le analisi qualitative del fitoplancton venivano effettuate su campioni freschi e fissati, mediante osservazioni in microscopia ottica, in epifluorescenza dopo trattamento dei campioni con Calcofluor White M2, e al microscopio elettronico a scansione (SEM) e a trasmissione (TEM) dopo fissazione in glutaraldeide 2,5% e opportuni trattamenti. Per l'identificazione sono stati consultati i seguenti autori: Cerino *et al.* (2005), Faust (1991), Faust *et al.* (1996), Fukuyo (1981), Lundholm *et al.* (2003), Tomas (1997). Le analisi quantitative sono state eseguite secondo il metodo di Utermöhl (1958).

Risultati

Per quanto attiene alla frazione fitoplanctonica, nell'agosto 1999 intense fioriture della rafidoficea ittiotossica *Fibrocapsa japonica* (Fig. 2a,b), estese per oltre 40 km^2 a partire dalla riva, si sono verificate nell'area prospiciente Latina e Sabaudia (14×10^6 cell/l), Fondi (15×10^6 cell/l) e Gaeta (5×10^6 cell/l).

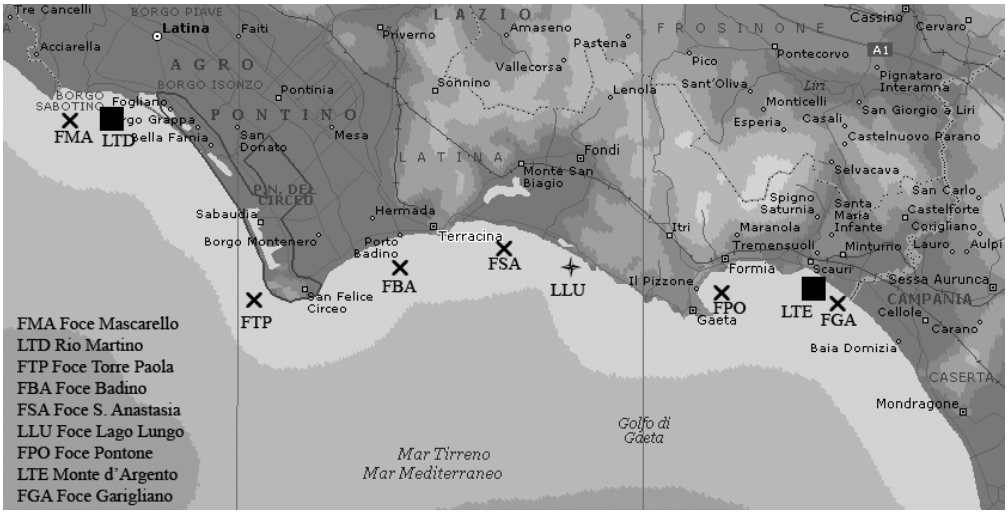


Fig. 1 - Area di studio lungo il litorale della provincia di Latina. I transetti di campionamento previsti dal D.Lgs. 152/99 sono indicati con ✕, quelli dal L. 979/82 con ■ e quelli dal D.P.R. 470/82 con +.

Study area along the coast of the province of Latina. Sampling locations foreseen by DLgs. 152/99 (✕), L. 979/82 (■) and D.P.R. 470/82 (+).

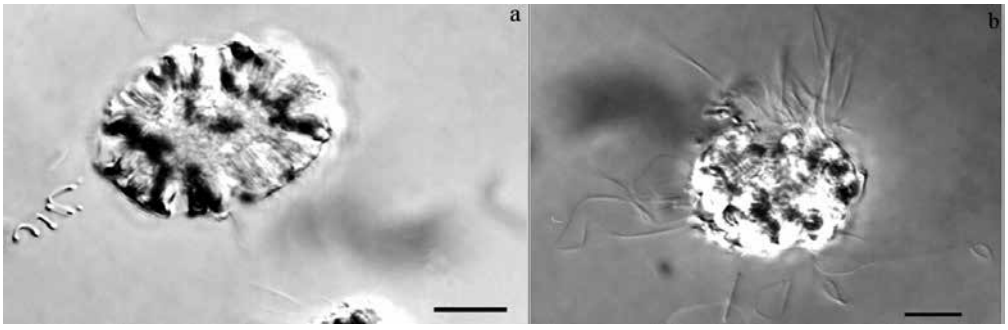


Fig. 2 - Fotografie al microscopio ottico di *Fibrocapsa japonica* raccolta durante la fioritura del 1999. La fissazione in glutaraldeide 2,5% consentiva di preservare la tipica morfologia cellulare e il flagello anteriore (a), mentre la fissazione in Lugol causava l'espulsione delle mucocisti con conseguente alterazione dell'aspetto delle cellule (b). Scala = 10 μm.

Light microphotographs of Fibrocapsa japonica *collected during the bloom event in 1999. 2.5% glutaraldehyde fixation allowed to preserve the typical cell morphology and the anterior flagellum (a). Cells fixed with Lugol's solution lost their shape and released mucocysts (b). Bars =10 μm.*

Tali eventi, persistenti anche per sette giorni, hanno provocato una colorazione brunastra delle acque che ha impedito l'utilizzo ricreazionale dei tratti di costa interessati. Fioriture di *F. japonica* si sono manifestate anche nell'estate del 2000 e nel 2002, con un'estensione limitata al litorale della città di Latina e abbondanze che raggiungevano 4×10^6 cell/l. Inoltre, in tutte le stazioni monitorate, si rilevava la presenza del genere *Pseudo-nitzschia* con densità superiori a 6×10^6 cell/l. L'identificazione certa a livello di specie, che richiede l'ausilio della microscopia elettronica, è stata possibile per 6 specie potenzialmente tossiche appartenenti a questo genere: *P. calliantha*, *P. delicatissima*, *P. fraudulenta*, *P. galaxiae*, *P. multistriata* e *P.* cf. *pseudodelicatissima* (Congestri *et al*., 2005).

Relativamente alla componente microfitobentonica, fioriture di *Ostreopsis* sp. sono state registrate sui fondi duri del promontorio del Circeo nell'estate del 1999 in concomitanza di ingenti morie della fauna e della flora bentonica. Altre fioriture di *Ostreopsis* si sono verificate negli anni seguenti (2002-2004) lungo tutto il litorale roccioso, pur non determinando morie del benthos e manifestandosi con particolare intensità negli ambienti riparati. Durante tali fioriture, comparse nel periodo estivo quando la temperatura dell'acqua raggiungeva 24 °C circa, i fondali apparivano completamente ricoperti da aggregati mucosi di colore marrone chiaro che avvolgevano completamente i talli delle macroalghe (Fig. 3a). Tali aggregati staccati meccanicamente dalle macroalghe si addensavano entro cinque minuti a formare flocculi galleggianti persistenti.

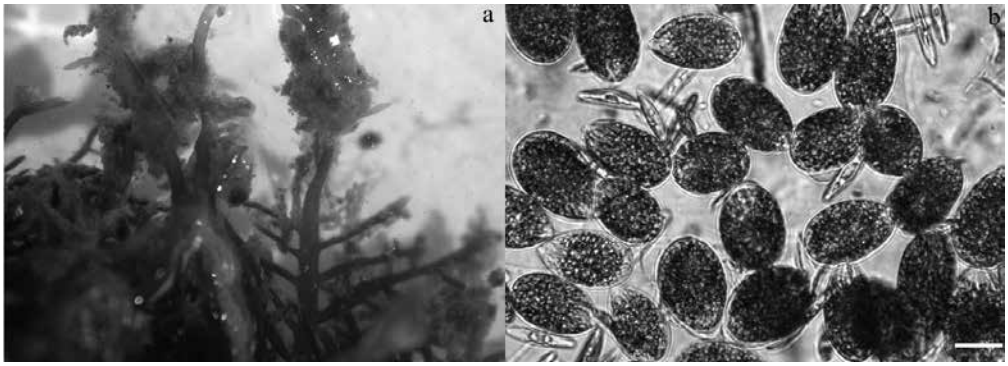


Fig. 3 - Frammento di tallo macroalgale, che allo stereomicroscopio appariva ricoperto da materiale mucillaginoso in cui erano immerse microalghe bentoniche, 20× (a). Fotografie al microscopio ottico dei flocculi mucillaginosi in cui si evidenziava la presenza prevalente di cellule di *Ostreopsis* (b). Scala = 20 μm.

Fragment of a macroalgal thallus covered by mucilaginous material hosting benthic microalgae, 20× (a). Light micrograph of a mucilage flake in which Ostreopsis *cells prevailed (b). Bar = 20 μm.*

Le osservazioni in microscopia ottica (Fig. 3b) e quelle condotte al SEM consentivano di evidenziare una cospicua presenza di questo dinoflagellato e di identificarlo come *O. ovata.* Tali osservazioni mostravano anche la presenza negli aggregati, sebbene con frequenze e densità minori, di altri dinoflagellati come *Coolia monotis* e *Prorocentrum lima.* La proporzione tra gli individui delle diverse

specie variava in funzione del periodo di campionamento, ma in ogni caso i dinoflagellati dominavano rispetto alle diatomee.

Il distacco dei flocculi mucillaginosi, provocato dal moto ondoso, comportava il passaggio di queste microalghe nella colonna d'acqua e la conseguente presenza di mucillagine in sospensione, che comprometteva le attività ricreative. In tali occasioni la densità di *O. ovata* nella colonna d'acqua raggiungeva 2×10^5 cell/l.

Conclusioni

L'attività di monitoraggio svolta dall'Agenzia lungo le coste del litorale pontino ha permesso di ottenere importanti informazioni sulla periodicità e l'intensità degli episodi di fioritura algale sia di specie fitoplanctoniche sia di specie microfitobentoniche. Tali informazioni, soprattutto nel caso di specie potenzialmente tossiche possono rivelarsi un valido strumento di previsione della contaminazione dei prodotti ittici e di orientamento nella ricerca di biotossine algali. Vista la cospicua presenza tra gli epifiti di specie potenzialmente tossiche appare sempre più importante includere nei programmi di monitoraggio del popolamento microfitobentonico al fine di tracciare possibili fenomeni di bioaccumulo e/o biomagnificazione che potrebbero coinvolgere specie ittiche di interesse commerciale, attualmente non oggetto di controllo sanitario.

Bibliografia

CERINO F., ORSINI L., SARNO D., DELL'AVERSANO C., TARTAGLIONE L., ZINGONE A. (2005) – The alternation of different morphotypes in the seasonal cycle of the toxic diatom *Pseudo-nitzschia* galaxiae. *Harm. Algae*, **4**: 33-48.

CONGESTRI R., SANGIORGI V., BIANCO I., CAPUCCI E., ALBERTANO P. (2006) – Il fitoplancton delle coste laziali dal 1997 a oggi: struttura della comunità, *taxa* dominanti e specie tossiche. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (1): 54-60.

FAUST M.A. (1991) – Morphology of ciguatera-causing *Prorocentrum lima* (Pyrrophyta) from widely differing sites. *J. Phycol.,* **27**: 642-648.

FAUST M.A., MORTON S.L., QUOD J.P. (1996) – Further SEM study of marine dinoflagellates: the genus Ostreopsis (Dinophyceae). *J. Phycol*., **32**: 1053-1065.

FUKUYO Y. (1981) – Taxonomical Study on Benthic Dinoflagellates Collected in Coral Reefs. *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish*., **47** (8): 967-978.

LANDSBERG J.H. (2002) - *Reviews in Fisheries Science*. CRC Press, Boca Raton: 390 pp.

LUNDHOLM N., MOESTRUP O., HASLE G.R., HOEF-EMDEN K. (2003) – A study of the *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima/cuspidata* complex (Bacillariophyceae): what is *P. pseudodelicatissima*? *J. Phycol*., **39**: 797-813.

TOMAS C.R. (1997) - *Identifying Marine Phytoplankton*. Academic Press, San Diego: 858 pp.

UTERMÖHL H (1958) - Zur Vervollkomnung der quantitative Phytoplankton Metodik. *Mitt Int. Ver. Limnol*, **9**: 1-38.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 951-953

M. Celussi[1], A. Paoli[1], R. Gerin[1,2,3], E. Vinzi[2]

[1]OGS - Dipartimento di Oceanografia Biologica, Via A. Piccard, 54 - 34010 Trieste, Italia.
celussi@yahoo.it
[2]Riserva Naturale Marina di Miramare, Viale Miramare, 439 - 34136 Trieste, Italia.
[3]Dipartimento di Scienze della Terra, Oceanografia e Meteorologia, Università degli Studi di Trieste, Via E. Weiss, 4 - 34127 Trieste, Italia.

CONTROLLO SULLO SVILUPPO DEI CIANOBATTERI PLANCTONICI: UNO SGUARDO ALLA QUALITÀ DELLA LUCE

CONTROL ON PLANKTONIC CYANOBACTERIA DEVELOPMENT: THE ROLE OF LIGHT QUALITY

Abstract

We considered the role of light and temperature on the development of planktonic cyanobacteria in the Gulf of Trieste. A close correlation between cyanobacteria abundances and blue (r=0.56, n=24, p<0.01) and green (r=0.55, n=24, p<0.01) light was observed during winter time when low temperature limited the development of the whole planktonic community.

Key-words*: plankton, cyanobacteria, light, Gulf of Trieste.*

Introduzione

Nelle acque del Golfo di Trieste il picoplancton fototrofo è costituito prevalentemente da cianobatteri coccoidi (Del Negro *et al*., 1996) del genere *Synechococcus* (Celussi, 2004). Le forti potenzialità di adattamento degli organismi appartenenti a questo genere li rendono ubiquitari nelle acque di mari ed oceani (Hall e Vincent, 1990; Partensky *et al*., 1996; Sherr *et al*., 2005) nonostante si osservi una graduale diminuzione delle abbondanze verso le latitudini più elevate. Lo sviluppo dei cianobatteri risulta, infatti, influenzato dalla temperatura, mentre poco documentato è il ruolo esercitato dalla disponibilità di luce ed in particolare a specifiche lunghezze d'onda (Moore *et al*., 1995). *Synechococcus* è caratterizzato dalla presenza di clorofilla *a*, il più importante pigmento fotosintetico funzionale, ma possiede anche pigmenti accessori, soprattutto ficoeritrina, che ampliano lo spettro di assorbimento dell'energia luminosa. La clorofilla *a* assorbe prevalentemente nel blu con massimi a ~443 nm (primo massimo di assorbimento) mentre la ficoeritrina nel verde a ~555 nm. Scopo del presente lavoro è stato valutare l'influenza della luce a specifiche lunghezze d'onda sulla distribuzionie dei cianobatteri coccoidi.

Materiali e metodi

La ricerca è stata condotta presso la stazione Cl (45° 42' 03'' N, 13º 42' 36'' E), caratterizzata da una profondità media di 17 m e situata a 270 m dalla costa, in prossimità della Riserva Naturale Marina di Miramare. A partire da agosto 2002 e fino a dicembre 2003 sono stati raccolti, per due volte al mese, campioni d'acqua in superficie (0.5 m), a 5 m, a 10 m, ed al fondo (15 m) utilizzando un sistema di campionamento "Mini-Rosetta" (1016 GENERAL OCEANIC) equipaggiato con 12 bottiglie Niskin da 5 l ed una sonda multiparametrica Idronaut Ocean Seven 316. Su ogni campione è stata valutata in triplicato l'abbondanza del picoplancton fototrofo in microscopia ad epifluorescenza (Waterbury *et al*.,

1979). Campionamenti sincroni dell'irradianza discendente (E_d) sono stati effettuati mediante l'impiego di radiometri selettivi Satlantic (OCI-200). I dati registrati sono stati normalizzati per i valori superficiali di riferimento (OCI-500) e sono stati estrapolati ad intervalli di un metro (Gerin, 2005).

Risultati

La distribuzione temporale dei cianobatteri risulta influenzata dalle condizioni termiche della colonna d'acqua. Le abbondanze più elevate, infatti, corrispondono al periodo tardo estivo ($2.3\pm0.1\times10^8$ cell/l il 26/09/02 a 5 m) mentre i minimi sono tardo invernali ($5.2\pm0.6\times10^5$ cell/l il 25/03/03 a 15 m) (Fig. 1). Abbondanze cellulari e temperatura sono risultate significativamente correlate ($r=0.56$; $n=124$; $p<0.001$).

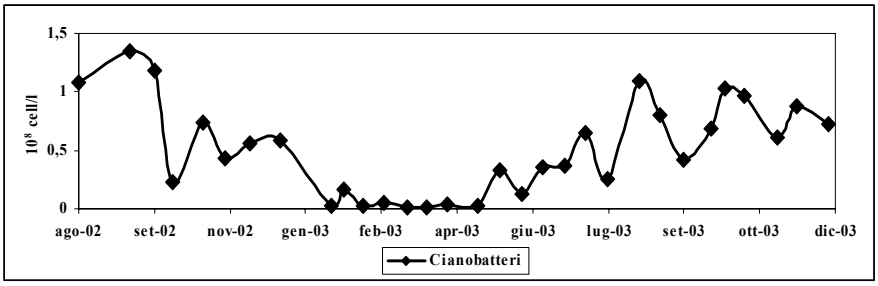


Fig. 1 - Andamento temporale delle abbondanze di cianobatteri planctonici. Ogni punto rappresenta il valore integrato lungo la colonna d'acqua.
Temporal pattern of planktonic cyanobacteria integrated abundances.

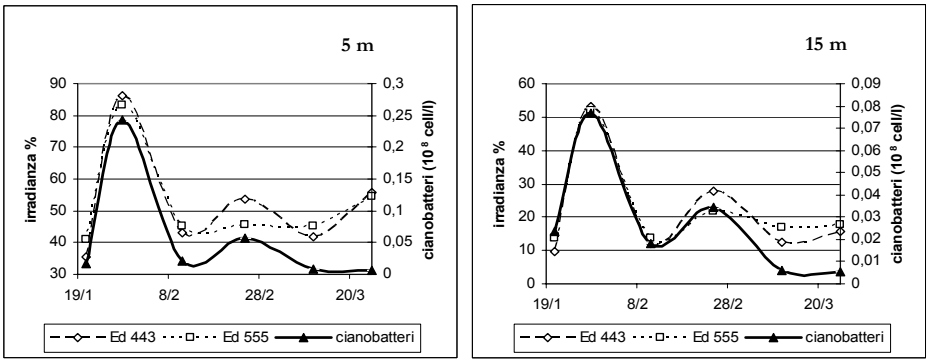


Fig. 2 - Distribuzione invernale (gen-mar 2003) delle abbondanze cianobatteriche e delle irradianze percentuali delle radiazioni a 443 e 555 nm, alle profondità di 5 e 15 m.
Winter (Jan-Mar 2003) pattern of cyanobacteria abundances and percentage of downwelling irradiance (443 and 555 nm) at 5 and 15 m depth.

Dal confronto tra la distribuzione dell'irradianza percentuale alle lunghezze d'onda di 443 e 555 nm e le abbondanze di cianobatteri non emergono relazioni facilmente interpretabili.

Nel periodo invernale (gen-mar 2003), quando la bassa temperatura limita lo sviluppo del popolamento, le abbondanze di cianobatteri sembrano essere influen-

zate dalla disponibilità di luce alle lunghezze d'onda corrispondenti ai massimi di assorbimento dei due principali pigmenti fotosintetici. In Fig. 2, infatti, si osservano andamenti paralleli delle

variabili prese in esame e la regressione lineare tra le abbondanze cianobatteriche e l'incidenza percentuale delle due lunghezze d'onda studiate presenta una correlazione significativa (per 443 nm, $r=0.56$, $n=24$, $p<0.01$; per 555 nm, $r=0.55$, $n=24$, $p<0.01$).

Conclusioni

L'andamento temporale delle abbondanze di cianobatteri planctonici nelle acque del Golfo di Trieste ha seguito la dinamica già descritta da Del Negro *et al*. (1996) e Paoli *et al*. (2003) con massimi tardo estivi e minimi tardo invernali, confermando quindi il controllo svolto dalla temperatura sullo sviluppo del popolamento cianobatterico.

Durante l'inverno i bassi valori di temperatura potrebbero limitare in egual modo lo sviluppo del popolamento cianobatterico e dei suoi potenziali predatori e competitori (Celussi, 2004) mentre la concentrazione di nutrienti rimane costante (Malej *et al*., 1995). La disponibilità di luce alle lunghezze d'onda di 443 e 555 nm sembra quindi essere il parametro che influenza maggiormente le dinamiche di distribuzione delle abbondanze cianobatteriche.

Bibliografia

CELUSSI M. (2004) - Ruolo dei cianobatteri picoplanctonici nelle acque del Golfo di Trieste. *Tesi di Laurea. Università degli Studi di Trieste*: 49-53.

DEL NEGRO P., RAMANI P., BRAUN E., PREDONZANI S., ZUCCARELLO V. (1996) - Dynamics of picocyanobacteria in the Northern Adriatic Sea. *Algol. Stud.*, **83**: 447-454.

GERIN R. (2005) - Ottica marina ed altre tecnologie avanzate applicate allo studio ambientale nell'Adriatico Settentrionale. *Tesi di Dottorato. Università degli Studi di Trieste - Dipartimento di Scienze Geologiche Ambientali e Marine. XVII ciclo*: 42-54.

HALL J.A., VINCENT W.F. (1990) - Vertical and horizontal structure in the picoplankton communities of a coastal upwelling system. *Mar. Biol.*, **106**: 465-471.

MALEJ A., MOZETIC P., MALACIC V., TERZIC S., AHEL M. (1995) - Phytoplankton responses to freshwater inputs in a small semi-enclosed gulf (Gulf of Trieste, Adriatic Sea). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **120** (1-3): 111-121.

MOORE L.R., GOERICKE R., CHISHOLM S.W. (1995) - Comparative physiology of *Synechococcus* and *Prochlorococcus*: influence of light and temperature on growth, pigments, fluorescence and absorptive properties. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **116**: 259-275.

PAOLI A., VIRGILIO D, LAZZARINI B., KARUZA A., DE VITTOR C., CABRINI M., DEL NEGRO P., FONDA UMANI S. (2003) - Ruolo del picoplancton fototrofo nel Golfo di Trieste. *Riunione Scientifica del Gruppo di Lavoro per l'Algologia della Società Botanica Italiana; Trieste, 7-8 novembre 2003*.

PARTENSKY F., BLANCHOT J., LANTOINE F., NEVEUX J., MARIE D. (1996) - Vertical structure of picophytoplankton at different trophic sites of the tropical northeastern Atlantic Ocean. *Deep-Sea Res. I*, **43**: 1191-1213.

SHERR E.B., SHERR B.F., WHEELER P.A. (2005) - Distribution of coccoid cyanobacteria and small eukaryotic phytoplankton in the upwelling ecosystem off Oregon coast during 2001 and 2002. *Deep-Sea Res. II*, **52**: 317-330.

WATERBURY J.B., WATSON S.W., GUILLARD R.R.L., BRAND L.E. (1979) - Widespread occurrence of a unicellular, marine, planktonic, cyanobacterium. *Nature (London)*, **277**: 293-294.

Il presente lavoro è stato eseguito nell'ambito del progetto Interreg III Italia – Slovenia.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 954-958

A. Cuttitta, I. Maneiro*, A. Bonanno, B. Patti, I. Riveiro*, G. Basilone, G. Buscaino, S. Genovese, S. Mazzola, C. Guisande*

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero – C.N.R., Sezione di Mazara del Vallo,
Via Luigi Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.
angela@irma.pa.cnr.it
*Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo, Lagoas-Marcosende - 36200 Vigo, Spagna.

FATTORI CHE INFLUISCONO SULLA DISTRIBUZIONE DELLA BIOMASSA DI ZOOPLANCTON NELLO STRETTO DI SICILIA

FACTORS INFLUENCING ZOOPLANKTON BIOMASS AND DISTRIBUTION IN THE STRAIT OF SICILY

Abstract

In this work oceanographic data from four oceanographic surveys, carried out in the Strait of Sicily in June-July in the period 1998-2002, are analysed. In the study area there is a retention area, related to a cyclonic vortex in the south of Capo Passero. Tthe aim of the present work is to identify different influence of temperature and chlorophyll-a on the zooplankton abundance and distribution in this area.

Key-words: *zooplankton, chlorophyll-a, temperature, Strait of Sicily.*

Introduzione

Nello Stretto di Sicilia e in particolare nella zona di Capo Passero, esiste una zona di ritenzione (Robinson *et al*., 1999) la cui presenza è stata messa in relazione con un vortice ciclonico determinato dalla biforcazione della corrente chiamata *Atlantic Ionian Stream* (AIS). Per le caratteristiche idrodinamiche, quest'area si presenta idonea all'accrescimento delle specie in essa trattenute (García Lafuente *et al*., 2002). Lo studio dello zooplancton, in quanto anello della rete trofica pelagica, si basa fondamentalmente su alcuni studi realizzati in relazione alla ecologia e biologia di specie ittiche pelagiche, quali l'*Engraulis encrasicholus*, di cui lo zooplancton rappresenta l'alimento principale in tutte le fasi di sviluppo (Viñas *et al*., 2005). L'obiettivo del nostro lavoro è stato quello di determinare le relazioni esistenti fra lo zooplancton e i principali fattori biotici e abiotici, temperatura e clorofilla, nello Stretto di Sicilia ed in particolare nella zona di Capo Passero, area di accrescimento di specie ittiche (Basilone *et al*., 2004; Coombs *et al*., 2003; Cuttitta *et al*., 2003; Silva *et al*., 2000).

Materiali e metodi

I campioni analizzati sono stati raccolti nell'ambito dei progetti MED 96-052 "Distribution, biology and biomass estimates of the Sicilian Channel anchovy *Engraulis encrasicholus*, Linnaeus 1758" e MED 98-070 "The Sicilian Channel anchovy fishery and the underlying oceanographic and biological processes conditioning their inter-annual fluctuations". In seno a questi progetti, tra il 1998 e il 2002, sono state effettuate 5 campagne oceanografiche estive sulla piattaforma continentale prospiciente la costa meridionale Siciliana, nell'area compresa tra Mazara del Vallo e Capo Passero (Tab. 1); solo nel 2002 l'area investigata è stata ristretta a quella compresa tra Sciacca e Capo Passero.

Tab. 1 - Caratteristiche delle campagne oceanografiche effettuate.
Characteristics of the oceanographic surveys.

Campagna	Periodo	N. stazioni
Bansic 98	Giugno- Luglio	126
Bansic 99	Giugno	70
Bansic 00	Giugno-Luglio	132
Ansic 01	Luglio	147
Ansic 02	Luglio	267

In ogni stazione è stata misurata la temperatura con una sonda multiparametrica, campionato lo zooplancton in stazioni ubicate su un grigliato di transetti separati fra loro approssimativamente 4 miglia nautiche (Fig. 1), tramite campionamenti obliqui, con una rete Bongo da 40 cm di diametro e con maglia da 200 μm, provvista di flussometri.

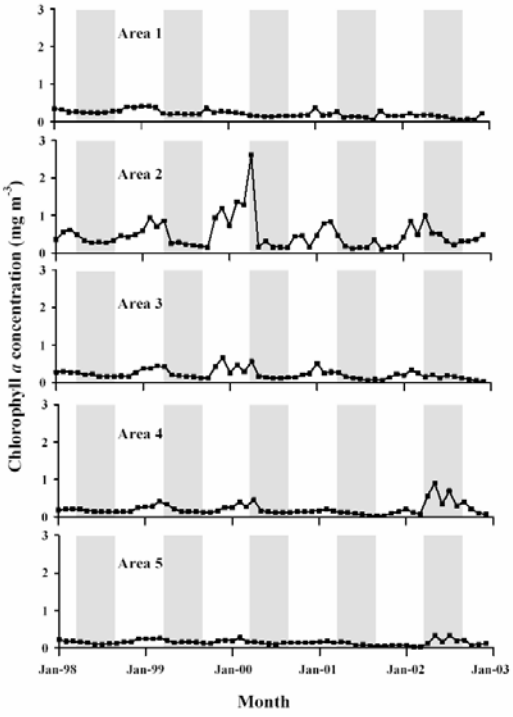


Fig. 1 - Media mensile della concentrazione di clorofilla nella diverse aree tra gennaio 1998 e dicembre 2002. Le aree in grigio indicano il periodo delle campagne.
Monthly mean values of chlorophyll-a concentration in different areas from January 1998 to December 2002. Survey periods are evidenced in grey.

I campioni sono stati conservati in formalina tamponata al 4% e successivamente in laboratorio si è proceduto al sorting del mesozooplancton, separando e identificando le uova e le larve dei pesci dalle principali classi zooplanctoniche; inoltre, di ogni campione è stato effettuato il peso umido. Per ottenere il valore medio mensile della concentrazione di *clorofilla-a* in ciascuna zona, sono state analizzate, mediante un sistema di analisi d'immagine e del software AnaliSYS

(Silva *et al*., 2000), le immagini composite mensili da satellite SeaWiFS (Fig. 2). A causa del ritardo tra l'incremento di clorofilla e l'incremento della biomassa di zooplancton, sono state usate le immagini relative al mese anteriore alla campagna. L'area di studio è stata suddivisa in 5 zone in funzione della profondità (maggiore o minore di 200 m) e della loro ubicazione all'interno della costa sud della Sicilia (occidentale, centrale, orientale) (Fig. 2).

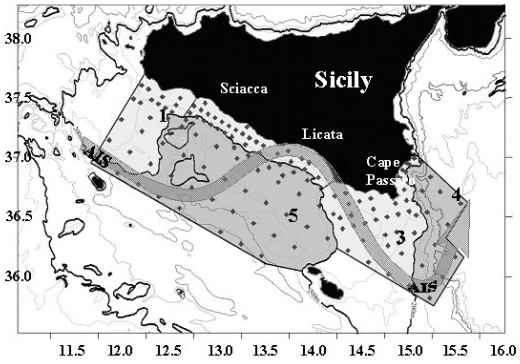


Fig. 2 - Cartina dello Stretto di Sicilia con: stazioni di campionamento, Corrente Atlantico-Ionica (AIS) e le 5 zone nelle quali abbiamo diviso l'area campionata: 1-2-3 (prof. fino a 200 m) e 4-5 (prof. >200 m).

Strait of Sicily map with: sampling stations, AIS path and the classification in five zones of the study area: 1-2-3 (depth until 200 m) and 4-5 (depth >200 m).

Risultati e conclusioni

Analizzando la relazione tra la biomassa di zooplancton con la clorofilla media (Fig. 1) e la biomassa di zooplancton con la temperatura media (Fig. 3),

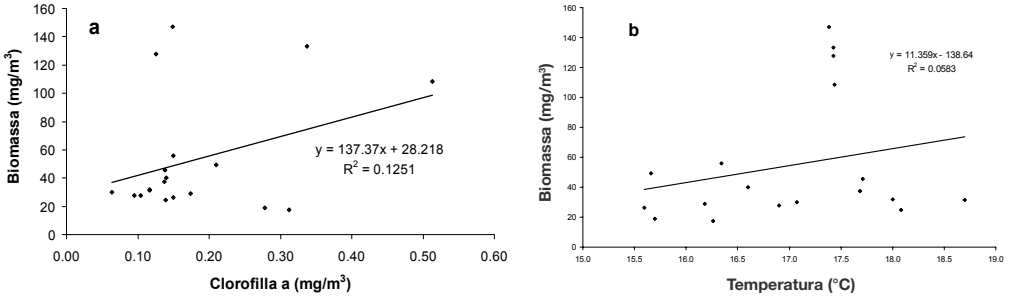


Fig. 3 - Relazione tra lo zooplancton con a) la clorofilla media e b) la temperatura.

Linear relationship between zooplankton biomass and a) mean chlorophyll-a concentration and b) sea surface temperature.

sembra che non vi sia una diretta influenza della temperatura e della clorofilla nell'incremento di zooplancton. Questo può essere spiegato a partire dal fatto che le campagne sono state realizzate in periodi in cui non esistono grandi differenze né nei valori di temperatura né in quelli di clorofilla. Altri fattori, quali la qualità dell'alimento, la turbolenza o la stratificazione nella colonna d'acqua possono essere in questo caso fattori più rilevanti (Agostini e Bakun, 2002; Bakun, 1996; Bakun e Parrish, 1991; Cuttitta *et al*., 2005).

La Fig. 4 mostra la distribuzione della biomassa di zooplancton nei 4 anni di studio nelle 5 zone studiate; ad eccezione dell'anno 2002 nella zona 5, sembra che la biomassa di zooplancton sia maggiore nelle zone situate vicino a Capo Passero (zone 3 e 4), dove già si è evidenziato il fenomeno di ritenzione di uova e larve (Garcia Lafuente *et al*., 2002; Cuttitta *et al*., 2003).

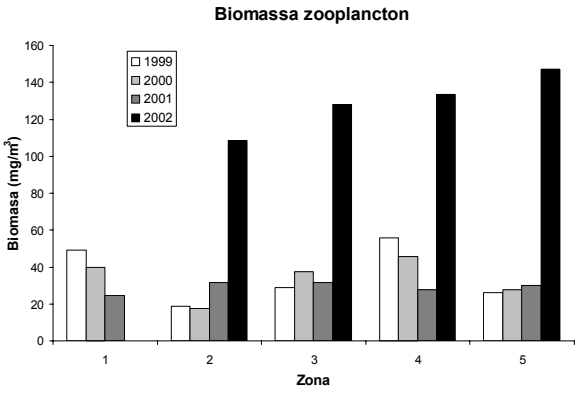


Fig. 4 - Biomassa di zooplancton nelle distinte zone nelle campagne realizzate.
Zooplankton biomass in different survey areas.

Per comprovare questo incremento di biomassa nella zona di ritenzione abbiamo realizzato una ANCOVA dove abbiamo considerato la biomassa di zooplancton come variabile dipendente, la presenza o assenza della zona di ritenzione come fattore e la temperatura e la clorofilla come covariabili (Tab. 2).

Tab. 2 - Risultato della ANCOVA, utilizzando l'abbondanza dello zooplancton come variabile dipendente, assenza o meno di ritenzione come fattore e temperatura e clorofilla come covariabili.
ANCOVA results, using zooplankton abundance as dependent variable, retention as factor and Sea Surface temperature and chlorophyll-a as covariables.

Variabile dipendente: ZOO

Fonte	Somma dei quadrati tipo III	gl	Media quadratica	F	Significatività
Modello corretto	217163,778[a]	3	72387,926	23,941	,000
Intersezione	255,574	1	255,574	,085	,771
TEMPMEDI	837,370	1	837,370	,277	,599
CLOROF_1	372,643	1	372,643	,123	,726
RETEN	190829,314	1	190829,314	63,114	,000
Error	1055218,805	349	3023,550		
Total	2306407,451	353			
Total corretto	1272382,582	352			

a. R quadrato = .171 (R quadrato corretta = ,164)

I risultati della ANCOVA mostrano che la clorofilla e la temperatura non sono fattori che condizionano la distribuzione della biomassa zooplanctonica nel periodo studiato; l'abbondanza zooplanctonica risulta invece correlata positivamente con il fenomeno di ritenzione.

In conclusione, in questo studio si conferma il fatto che nello Stretto di Sicilia la zona di Capo Passero nel periodo estivo è quella con la maggiore biomassa di zooplancton, ma anche che in questo periodo la clorofilla e la temperatura non sono variabili che influiscono su questo aumento di biomassa e che probabilmente l'aumento di biomassa è dovuto al fenomeno di ritenzione provocato dalla presenza del vortice ciclonico che la corrente Atlantico-Ionica descrive in quest'area.

Bibliografia

AGOSTINI V.N., BAKUN A. (2002) - 'Ocean triads' in the Mediterranean Sea: physical mechanisms potentially structuring reproductive habitat suitability (with example application to European anchovy, *Engraulis encrasicholus*). *Fish. Oceanogr.*, **11**: 129-142.

BAKUN A. (1996) - Patterns in the ocean: Ocean processes and marine population dynamics. California Sea Grant Publications, University of California Ed., San Diego, California: 330 pp.

BAKUN A., PARRISH R.H. (1991) - Comparative studies of coastal pelagic fish reproductive habitats: the anchovy (*Engraulis anchoita*) of the southwestern Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.*, **48**: 342–361.

BASILONE G., GUISANDE C., PATTI B., MAZZOLA S., CUTTITTA A., BONANNO A., KALLIANIOTIS A. (2004) - Linking habitat conditions and growth in the European anchovy (*Engraulis encrasicholus*). *Fish. Res.*, (in press).

COOMBS S.H., GIOVANARDI O., HALLIDAY N.C., FRANCESCHINI G., CONWAY D.V.F., MANZUETO L., BARRET C.D., MCFADZEN I.R.B. (2003) - Wind mixing, food availability and mortality of anchovy larvae *Engraulis encrasicholus* in the north Adriatic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **248**: 221-235.

CUTTITTA A., CARINI V., PATTI B., BONANNO A., BASILONE G., MAZZOLA S., GARCÍA LAFUENTE J., GARCÍA A., BUSCAINO G., AGUZZI L., ROLLANDI L., MORIZZO G., CAVALCANTE C. (2003) - Anchovy egg and larval distribution in relation to biological and physical oceanography in the Strait of Sicily. *Hydrobiol.*, **503**: 117-120.

CUTTITTA A., GUISANDE C., RIVEIRO I., MANEIRO I., PATTI B., VERGARA A.R., BASILONE G. BONANNO A., MAZZOLA S. (2005) - Factors structuring reproductive habitat suitability of the European anchovy (*Engraulis encrasicholus*) in the south coast of Sicily. *J. F. Biol.*, (in press).

GARCÍA LAFUENTE J., GARCIA A., MAZZOLA S., QUINTANILLA L., DELGADO J., CUTTITTA A., PATTI, B. (2002) - Hydrographic phenomena influencing early life stages of the Sicilian Channel anchovy. *Fish. Oceanogr.*, **11**: 31-44.

ROBINSON A.R., SELLSCHOPP J., WARN-VARNAS A., LESLIE W.G., LOZANO C.J., HALEY P.J., ANDERSON L.A., LERMUSIAUX P.F.J. (1999) - The Atlantic Ionian Stream. *J. Mar. Systems,* **20**: 113-128.

SILVA C., YÁNEZ E., BARBIERI M.A., NIETO K., MÍMICA V., ESPÍNDOLA F., ACEVEDO J. (2000) - Exploring the association between small pelagic fisheries and SeaWiFS chlorophyll and AVHRR sea surface temperature in the north of Chile. *Sixth International Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments, Charleston, South Carolina.*

VIÑAS M.D., RUBÉN M., NEGRI F., RAMÍREZ C., HERNÁNDEZ D. (2005) - Zooplankton assemblages and hydrography in the spawning area of anchovy (*Engraulis anchoita*) off Río de la Plata estuary (Argentina–Uruguay). *Mar. and Freshwater Res.,* **53** (6): 1031-1043.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 959-963

E. De Domenico[1*], L.S. Monticelli[2*], L. Bracchini[5], G. Budillon[3*], C. Caroppo[8], G. Caruso[2], R. Danovaro[4*], A. Dattilo[5], A. De Alteris[3*], F. Decembrini[2], M. De Domenico[1*], M. De Luca[1*], R. Denaro[2*], V. La Cono[1*], G. Gentile[1*], L. Giuliano[2*], D. Guadagno[1], M. Leonardi[2*], M. Magagnini[4*], G. Maimone[2], M. Marcelli[6], V. Piermattei[6], C. Pruzzo[7#], L. Ranzoni[6], C. Rossi[5], S. Scarfì[1*], F. Smedile[1], A. Tognazzi[5], M.M. Yakimov[2*]

[1]Dip. di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Univ. di Messina, S.ta Sperone, 31 – 98166 Messina, Italia. edd@unime.it
[2]Ist. Ambiente Marino Costiero – CNR, Sezione di Messina, Italia.
[3]Dip. Scienze per l'Ambiente, Università di Napoli 'Parthenope', Italia.
[4]Dip. Scienze del Mare, Università Politecnica delle Marche, Ancona, Italia.
[5]Dip. Scienze e Tecnologie Chimiche e dei Biosistemi, Università di Siena, Italia.
[6]Dip. Ecologia e Sviluppo Economico Sostenibile (DECOS), Università della Tuscia, Viterbo, Italia.
[7]Dipartimento Biologia, Università di Genova, Italia.
[8]Ist. Ambiente Marino Costiero – CNR, Sezione di Taranto, Italia.

BIODIVERSITÀ MICROBICA IN MAR MEDITERRANEO CENTRO-ORIENTALE

MICROBIAL BIODIVERSITY IN THE CENTRAL-EASTERN MEDITERRANEAN SEA

Abstract

Marine bacteria have been increasingly investigated in the last years but our knowledge on microbial communities and activities distribution in bathypelagic waters is until non satisfying. This short paper reports the first results of a large scale research on microbial distribution in a wide pelagic area of central-eastern Mediterranean Sea, carried out in November 2004 from south-west of Crete to the western boundary of Sicily Straits by a composite research group. New studies on hydrology of this basin showed a very high variability on water masses distribution if compared to classical knowledge and bacteria could be play the role of marker to know the history of a water body.

Key-words: *bacteria, viruses, phytoplankton, water masses, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Particolare interesse riveste lo studio della distribuzione delle comunità e delle attività microbiche in relazione alle masse d'acqua del Mar Mediterraneo. L'attività svolta in anni recenti ha permesso di evidenziare interessanti risultati in varie aree pelagiche di questo bacino ma il quadro attualmente disponibile è un mosaico casuale di singole zone esaminate nell'arco di oltre 10 anni che, pur coprendo una vasta parte del Mar Mediterraneo, non fornisce una visione sinottica della distribuzione delle comunità microbiche. Al fine di ottenere una visione dettagliata di tale distribuzione, sono state organizzate o programmate, principalmente nell'ambito del Programma MIUR-FIRB "Biodiversità ed organizzazione delle comunità in differenti contesti ambientali", una serie di campagne oceanografiche interdisciplinari, da svolgersi negli anni 2004 e 2005, aventi come obiettivo di base lo studio della biodiversità microbica in relazione alla circolazione generale delle masse d'acqua nel Mar Mediterraneo.

Materiali e metodi

Nel periodo 16-29 novembre 2004 a bordo della N/O URANIA sono state esaminate 15 stazioni (Fig. 1) in una vasta area del Mar Mediterraneo. In tutte le stazioni sono stati eseguiti profili CTDO-Fl e campionamenti con Rosette sull'intera colonna d'acqua. Il sistema CTD-Rosette utilizzato (sonda SeaBird 9/11 plus, sensore di ossigeno SBE 43, fluorimetro, turbidimetro ed altimetro) era allestito con 24 bottiglie Niskin da 10 litri. Lo strato fotico è stato campionato a 5, 10, 25, 50, 75, 100 e 150 m; nello strato 200-1800 m sono stati prelevati campioni ogni 100 m, tra 1800 e 2200 m ogni 200 m ed alle profondità di 2500, 2700, 3000, 3300 m.

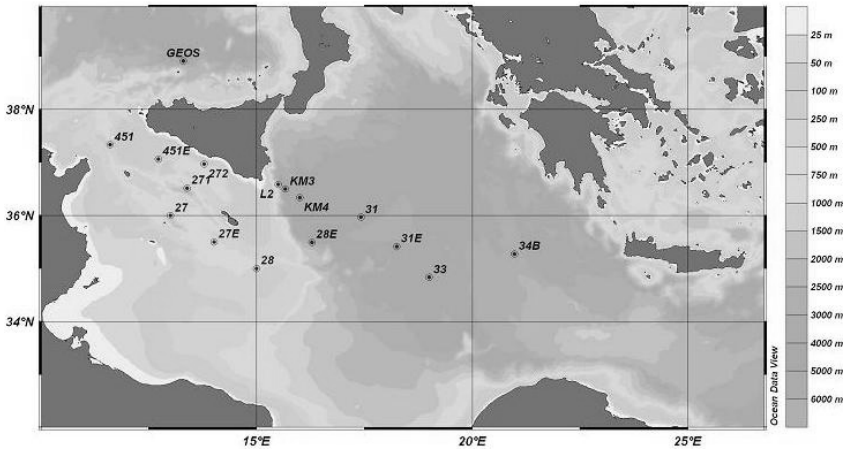


Fig. 1 - Distribuzione delle stazioni di prelievo nel Mar Mediterraneo centro-orientale.
Sampling stations distribution in the central-eastern Mediterranean Sea.

Risultati

Distribuzione batteri eterotrofi e componente luminosa. Le conte eterotrofiche vitali in terreno Sea Water Complete (filtri 0,45 μm) che evidenzia i batteri luminescenti, hanno mostrato una distribuzione "a strati" con tali batteri localizzati solo in alcune quote della colonna d'acqua. I conteggi degli eterotrofi in Marine Agar (semina su piastra per disseminazione superficiale), valutati come valore medio integrato sulla colonna d'acqua per semplicità di osservazione, evidenziano valori più elevati nell'area a largo di Capo Passero, ben nota per la sua complessa idrologia. Le indagini biochimiche e biomolecolari per la caratterizzazione tassonomica dei ceppi isolati sono in corso secondo le metodiche riportate da De Domenico M. *et al.* (2005) e da Giuliano *et al.* (1999).

Abbondanza e produzione virale. L'abbondanza virale è stata determinata secondo la procedura descritta da Noble e Fuhrman (1998) con alcune modifiche. Al fine di evitare sottostime determinate dalla fissazione con formalina, tutti i campioni sono stati processati subito dopo il campionamento, senza l'utilizzo di fissativi. Il conteggio è stato effettuato in microscopia ad epifluorescenza (1000×). Nelle acque superficiali, l'abbondanza virale mostrava ampia variabilità compresa tra 0.87 e 15.10 $\times 10^6$ virus mL^{-1} (stazioni 27 e 271). I valori più elevati sono stati riscontrati nelle acque superficiali del transetto L2-KM3-KM4. Il virioplancton presentava una netto decremento all'aumentare della profondità. Nonostante tale

diminuzione, marcate abbondanze virali sono state trovate in acque mesopelagiche (0.82 e 9.54 $\times 10^5$ virus mL^{-1} - stazioni 271 e L2) e batipelagiche (0.86 e 8.54 $\times 10^5$ virus mL^{-1} - stazioni 33 e 31).

Produzione batterica eterotrofica. La produzione batterica eterotrofica è stata valutata mediante la stima dei tassi di incorporazione di ^{3}H-Leucina secondo il micrometodo di Smith ed Azam (1992). Subito dopo il campionamento, tre subcampioni e due bianchi (1.7 mL) sono stati addizionati di ^{3}H-Leucina (concentrazione finale 20 nM) ed incubati per 1 ora al buio ed a temperatura *in situ*. L'incubazione è stata interrotta mediante aggiunta di acido tricloroacetico (TCA). La radioattività incorporata è stata misurata mediante lettura allo scintillatore, dopo avere aggiunto al campione 1 mL di liquido di scintillazione. Il valore più elevato è stato osservato nelle acque superficiali della stazione 451 (66.4 ngC L^{-1} h^{-1}). L'esame del profilo verticale ha mostrato picchi di produzione sub-superficiali (tra 25 e 50 m) in tutte le stazioni pelagiche, cui seguiva una graduale diminuzione con la profondità. In acque mesopelagiche, i valori erano compresi tra 0.08 e 2.23 ngC L^{-1} h^{-1} (stazioni 27 e 33), e tra 0 e 0.31 ng C L^{-1} h^{-1} (stazioni 271 e 31) in acque batipelagiche.

Attività enzimatica extracellulare. Sono stati presi in esame gli enzimi leucin aminopeptidasi (LAP), β-glucosidasi (β-GLU) e fosfatasi alcalina (AP), attivi rispettivamente su proteine, polisaccaridi e fosfati organici. I campioni di acqua sono stati processati a bordo secondo la metodica proposta da Hoppe (1993). È stata evidenziata un'ampia variabilità spaziale nei patterns enzimatici, con andamenti diversificati nelle varie stazioni, probabilmente per effetto delle diverse masse d'acqua campionate. I valori di LAP, compresi fra 0.03 e 4.09 nM h^{-1}, sono risultati in genere prevalenti rispetto alle altre attività enzimatiche, ed hanno presentato un gradiente costa-largo nel bacino Ionico. L'enzima AP ha mostrato tassi di attività variabili fra 0.01 e 36.18 nM h^{-1}, mentre in tutta l'area sono stati misurati bassi valori di b-GLU, compresi tra 0.004 e 34.04 nM h^{-1}.

Analisi delle comunità picoplanctoniche. I campioni sono stati fissati con formalina tamponata (concentrazione finale 2%) e conservati a 4 °C. L'abbondanza del batterioplancton è stata determinata secondo la metodica di Porter & Feig (1980). Le cellule sono state quindi contate in microscopia ad epifluorescenza (1000×). L'abbondanza del batterioplancton è risultata compresa tra 0.3 e 5.5 $\times 10^5$ cell mL^{-1}. L'andamento delle densità cellulari lungo la colonna d'acqua è apparso abbastanza uniforme, con i valori più elevati nello strato fotico.

Analisi biomolecolare della diversità microbica. In stazioni selezionate sono stati prelevati volumi considerevoli di acqua superficiale, intermedia e profonda. Dai filtri, conservati a –80° in buffer appositi, sono stati isolati DNA ed RNA. È stata utilizzata la RAPD-M13 (Olive e Bean, 1999). Sono state allestite le librerie di cloni di 16S crDNA di alcuni campioni. Sono state usate due coppie di primers per l'amplificazione degli eubatteri EUB530 e EUB1492 sequenze (universali) e degli Archea A20F e A958-R. Le analisi, relative a clonaggio ed a sequenziamento delle librerie di cDNA del 16rRNA, sono tuttora in corso.

Vibrioni associati a zooplancton. Da tempo sono conosciute le interazioni tra batteri ed organismi planctonici, come pure il ruolo dello zooplancton quale serbatoio di patogeni. A tal fine sono state effettuate pescate verticali, a diverse quote delle singole stazioni, per valutare la presenza di batteri appartenenti al genere *Vibrio* utilizzando saggi molecolari. Le indagini, condotte secondo quanto già descritto da Signoretto *et al.* (2004), che prevedono l'amplificazione del DNA

mediante PCR con primer diretti verso sequenze geniche caratterizzanti, sono attualmente in corso.

Propagazione della radiazione solare ed analisi ottica della materia organica disciolta. Sono state effettuate misure di attenuazione spettrale della radiazione solare UV e Visibile lungo la colonna d'acqua, al fine di caratterizzare e conoscere le lunghezze d'onda effettive nella colonna d'acqua, ed interagenti con gli organismi presenti nello strato fotico. Sono state eseguite misure spettrofotometriche di campioni di acqua prelevati a varie profondità, osservando effetti sulla struttura della colonna d'acqua, mai osservata in precedenza, in termini del peso molecolare medio del CDOM utilizzando il parametro spectral slope (Bracchini *et al*., 2004). Si è rilevato che al crescere della profondità l'attenuazione nella zona del rosso visibile aumenta consistentemente (assorbimento dell'acqua). Le irradianze nell'UV, all'aumentare della profondità, ricopiano la forma spettrale della curva appena al di sotto della superficie (1 m), diminuendo ovviamene nei valori assoluti.

Carbonio ed azoto organici particellati. Per la determinazione di POC e PON, campioni volumetrici di acqua di mare sono stati filtrati su filtri Whatmann GF/F (già calcinati a 490 °C per 4 h), e quindi acidificati con vapori di acido cloridrico (8-12 h). L'analisi è stata eseguita utilizzando un CHN-Autoanalizer Perkin Elmer 2400, con acetanilide come standard ad una temperatura di combustione di 980 °C. L'incidenza di C organico e di N nel particellato è risultata piuttosto modesta (POC: 7,55-69,55 μg L^{-1}; PON: 0,90-8,60 μg L^{-1}), in accordo con precedenti indagini (La Ferla *et al*., 2005). I valori di POC e PON, strettamente correlati (r=0,87), decrescono verso il fondo, pur con localizzati picchi.

Produzione primaria. Sono stati effettuati profili con la Sonda Primprod 1.08 (concentrazione clorofilla *a*, PAR, Efficienza fotosintetica, Produzione primaria) ed è stata valutata la produzione primaria integrata tra la superficie e la profondità a cui è stato misurato l'1% della radiazione superficiale.

*Concentrazione di clorofilla a attiva***.** La distribuzione della clorofilla *a* nello strato eufotico (1% E_0^+) della colonna d'acqua è stata esaminata in 12 stazioni. Le determinazioni analitiche sono state eseguite per via spettrofluorimetrica (Varian, Eclipse) sull'estratto acetonico al 90% del materiale raccolto su filtri Whatman GF/F, secondo il classico metodo di Yentsch e Menzel (1963). La concentrazione media della clorofilla *a* attiva è risultata piuttosto bassa (0,05±0,04 μg L^{-1}; n=72) e riconducibile a condizioni di oligotrofia. Il massimo di concentrazione (0,271 μg L^{-1}) è stato rilevato nella stazione più occidentale nel Canale di Sicilia (451) a quota sub-superficiale. Valori di 0,01 μg L^{-1}, sono stati misurati a 150 m in tutte le stazioni indagate.

Analisi quali-quantitativa delle comunità fitoplanctoniche. L'abbondanza del fitoplancton è stata valutata su subcampioni di 50-100 mL, fissati con una soluzione iodata di Lugol, posti a sedimentare per 24-48 ore ed esaminati mediante un microscopio rovesciato (Labovert FS Leitz), seguendo il classico metodo di Utermöhl (1958). Le densità fitoplanctoniche rinvenute sono quelle tipiche delle aree oligotrofiche, con valori alquanto ridotti ed una media di 37,4±21,0 $\times 10^3$ cell L^{-1}. I valori riscontrati sono apparsi confrontabili nelle diverse stazioni indagate, eccettuata la stazione 451, dove, alla profondità di 25 m, è stata raggiunta la concentrazione massima di 160,4$\times 10^3$ cell L^{-1}, dovuta prevalentemente ad una fioritura di diatomee appartenenti al genere *Pseudo-nitzschia.*

Conclusioni

I risultati presentati, certamente preliminari e con gran parte delle determinazioni analitiche ancora in corso di acquisizione, devono considerarsi sotto l'aspetto propositivo e dimostrativo di un gruppo di ricerca composito e articolato che ha voluto affrontare il problema delle relazioni tra attività microbiche e masse d'acqua in Mar Mediterraneo. Le singole competenze presenti sembrano in grado di produrre i risultati attesi. La prosecuzione delle indagini in mare, con la valutazione dei medesimi parametri in altre parti del Mar Mediterraneo, permetterà di ampliare il quadro delle conoscenze e, si auspica anche dei meccanismi che regolano la distribuzione delle comunità e delle attività microbiche.

Bibliografia

BRACCHINI L., LOISELLE S.A., DATTILO A M., MAZZUOLI S., CÓZAR A., ROSSI C. (2004) - The spatial distribution of the optical properties in the UV and Visible in an aquatic ecosystem. *Photochem. Photobiol.*, **80** (1): 139-149.

DE DOMENICO M., DE LUCA M., GIULIANO L., GUADAGNO D., LO GIUDICE A., LEONARDI M., SCARFÌ S., DE DOMENICO E. (2005) - Ulteriori indagini sulla distribuzione di batteri luminosi in acque pelagiche del Mare Ionio (Mar Mediterraneo). *Biol. Mar. Medit.*, **12**: 625-630.

GIULIANO L., DE DOMENICO E., DE DOMENICO M., HOFLE M.G., YAKIMOV M.M. (1999) - Identification of the most abundant oligotrophic bacteria within naturally occurring marine bacterioplankton communities of the Ligurian sea by 16S rRNA sequencing and probing. *Microb. Ecol.*, **37**: 77-85.

HALLAM S.J., GIRGUIS P.R., PRESTON C.M., RICHARDSON P.M., DELONG E.F. (2003) - Identification of Methyl Coenzyme M Reductase A *(mcr*A) Genes Associated with Methane-Oxidizing Archaea. *Appl. Environ. Microbiol.,* **69**: 5483-5491.

HOPPE H.G. (1993) - Use of fluorogenic model substrates for extracellular enzyme activity (EEA) measurement of bacteria. In: Kemp P.F., Sherr B.F., Sherr E.B. and Cole J.J. (eds), *Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.: 423-431.

LA FERLA R., AZZARO F., AZZARO M., CARUSO G., DECEMBRINI F., LEONARDI M., MAIMONE G., MONTICELLI L.S., RAFFA F., SANTINELLI C., ZACCONE R., RIBERA D'ALCALÀ M. (2005) - Microbial contribution to carbon biogeochemistry in the Mediterranean Sea: variability of activities and biomass. *Journal of Marine system*, **57**: 146-166.

NOBLE R.T., FUHRMAN J.A. (1998) - Use of SYBR Green I for rapid epifluorescence counts of marine viruses and bacteria. *Aquat. Microb. Ecol.*, **14**: 113-118.

OLIVE D.M., BEAN P. (1999) - Principles and applications of methods for DNA-based typing of microbial organisms. *J. Clin. Microbiol.,* **37**: 1661-1669

PORTER K.G., FEIG Y.S. (1980) - The use of DAPI for identifying and counting acquatic microflora. *Limnol. Oceanogr*., **25**: 943-948.

SIGNORETTO C., BURLACCHINI G., LLEO MDEL M., PRUZZO C., ZAMPINI M., PANE L., FRANZINI G., CANEPARI P. (2004) - Adhesion of *Enterococcus faecalis* in the nonculturable state to plankton is the main mechanism responsible for persistence of this bacterium in both lake and seawater. *Appl. Environ. Microbiol*., **70**: 6892-6896.

SMITH D.C., AZAM F. (1992) - A simple, economical method for measuring bacterial protein synthesis rates in seawater using 3H-leucine. *Marine Microbial Food Webs*, **6**: 107-114.

WEINBAUER M.G. (2004) - Ecology of prokaryotic viruses. *FEMS Microbiol. Reviews*, **28** (2): 127-181.

*Ricerche condotte con fondi del Programma MIUR-FIRB (RBAU012KXA009) "Biodiversità ed organizzazione delle comunità in differenti contesti ambientali".

#Ricerche condotte con fondi "Ricerca Scientifica di Ateneo 2004, Università Politecnica delle Marche".

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 964-967

A. De Olazabal, C. Comici, S. Fonda Umani*

[1]Istituto Nazionale di Oceanografia e Geofisica Sperimentale - OGS, Dip. di Oceanografia Biologica, Via A. Piccard, 54 – 34010 Trieste, Italia.
*Dip. di Biologia, Università di Trieste, Via Giorgeri, 9/10 - 34127 Trieste, Italia.
adeolazabal@ogs.trieste.it

PRIMA OSSERVAZIONE DI *PARACARTIA GRANI* SARS, 1904 (COPEPODA: CALANOIDA) NEL GOLFO DI TRIESTE

FIRST RECORD OF PARACARTIA GRANI *SARS, 1904 (COPEPODA: CALANOIDA) IN THE GULF OF TRIESTE*

Abstract

Paracartia grani *was recorded for the first time in the Gulf of Trieste in June 2003. The exceptionally high salinity waters and the high values of surface temperature that characterised spring and summer 2003 might have favoured the settling of this species. Its presence may be due to the ballast waters discharged by ships directed to the nearby Monfalcone harbour.*

Key-words: *Northern Adriatic Sea, Gulf of Trieste,* Paracartia grani*, introduced species.*

Introduzione

Nel Golfo di Trieste (Alto Adriatico) la comunità zooplanctonica viene studiata da molti anni in diverse stazioni di campionamento. Il continuo monitoraggio del Golfo ha permesso di evidenziare l'introduzione di una specie non autoctona, com'è stato riscontrato nel periodo estivo 2003 nella stazione D0 con la prima segnalazione di *Paracartia grani* Sars, 1904.

La stazione di campionamento D0 è situata nella parte più settentrionale del Golfo di Trieste; l'idrologia è spiccatamente costiera e le caratteristiche idrologiche vengono velocemente influenzate dai forzanti meteomarini e dalla portata del fiume Isonzo, maggiore tributario del Golfo.

Materiali e metodi

Il campionamento di mesozooplancton nella stazione D0 (Lat N45°46'11"; Lon. E13°35'48") è stato effettuato due volte al mese durante l'anno 2003, mentre nel 2004 è stato eseguito mensilmente. Sono state effettuate pescate oblique con un retino WP-2 con vuoto di maglia da 200 μm, corredato da flussometro (Hydro-Bios Kiel Digital Flowmeter). Subcampioni sono stati analizzati allo stereomicroscopio (WILD) allo scopo di effettuare la determinazione tassonomica ed il conteggio. Solo per le specie *Paracartia grani* Sars, 1904 e *P. latisetosa* (Kriczaguin, 1873) si è provveduto a distinguere gli individui adulti in maschi e femmine.

La caratterizzazione dei parametri fisici e chimici della colonna d'acqua è stata effettuata, durante l'anno 2003, tramite sonda Idronaut Ocean Seven 316; mentre per l'anno 2004 è stata impiegata una sonda Sea Bird 19 plus.

Risultati

L'anno 2003 è stato un anno particolare dal punto di vista meteorologico. La temperatura dell'aria nel periodo estivo è stata più elevata rispetto alla media calcolata con una serie storica dall'anno 1961 al 1990; nello stesso anno le preci-

pitazioni sono state quasi del tutto assenti e, di conseguenza, il fiume Isonzo, che fornisce il 90% degli apporti fluviali al Golfo di Trieste, ha fatto registrare portate minime con un valore medio annuale di 37,3 m^3/s contro una portata media di 204 m^3/s (Raicich, 1994). Nel 2004 i parametri meteorologici si sono avvicinati ai dati medi dei mesi di giugno e luglio (Fig. 1); e pure la portata media annuale del fiume Isonzo ha avuto un incremento, presentando un valore medio annuale di 83 m^3/s.

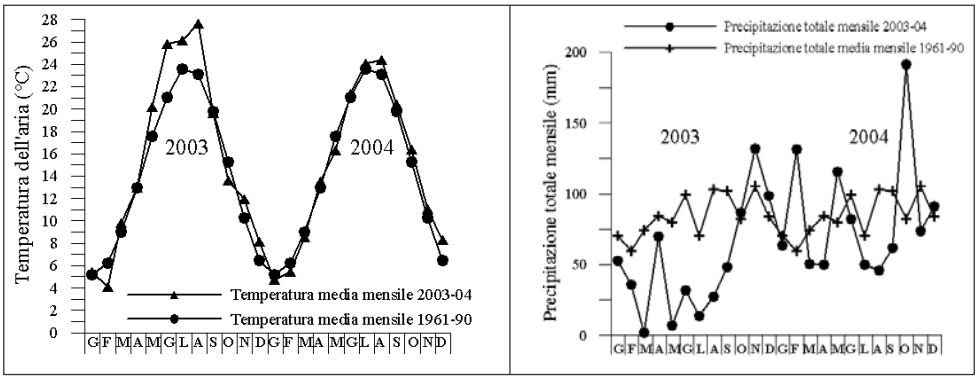


Fig. 1 - Confronto fra i dati di temperatura dell'aria (a) e precipitazione (b) medi mensili (Istituto di Scienze Marine–ISMAR, Sezione di Trieste, CNR) e i dati medi mensili della serie storica 1961-1990 (Università degli Studi di Trieste, Dip. di Scienze della Terra, Oceanografia e Meteorologia).

Air temperature (a) and precipitation (b) monthly mean data and monthly mean data of the time series 1961-1990.

Nel 2003, come conseguenza delle condizioni meteorologiche e delle basse portate del fiume Isonzo, le caratteristiche idrologiche si sono discostate sensibilmente dai valori caratteristici della climatologia del bacino. Nel 2004, invece, le masse d'acqua hanno presentato caratteristiche termo-aline diverse da quelle osservate nel 2003 portandosi a valori prossimi a quelli della climatologia del Golfo (Fig. 2 e Fig. 3).

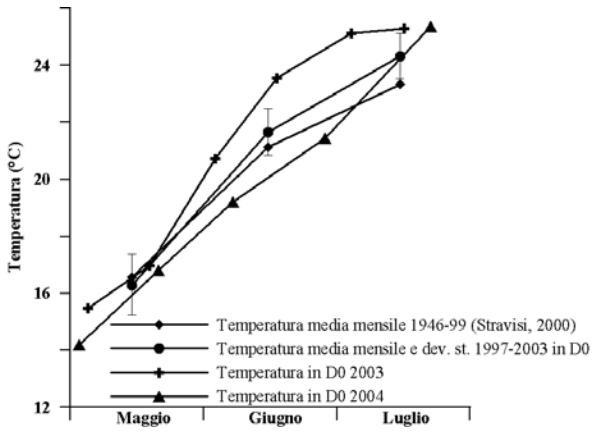


Fig. 2 - Temperatura del mare nella St. D0 nei mesi di maggio, giugno e luglio.

Sea temperature in St. D0 in May, June and July.

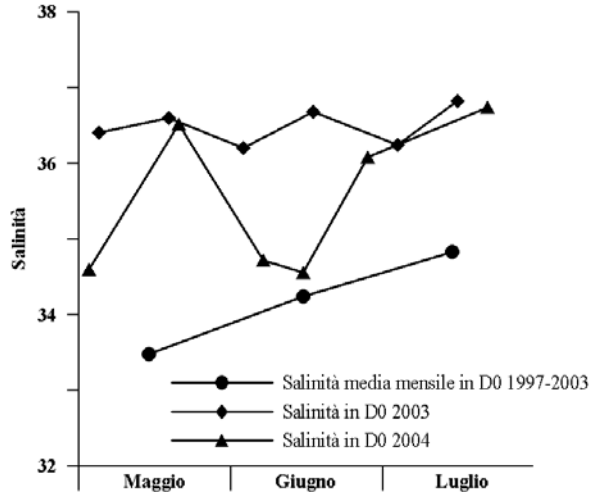


Fig. 3 - Salinità del mare nella St. D0 nei mesi di maggio, giugno e luglio.
Sea salinity in St. D0 in May, June and July.

L'associazione tipica di ambiente marino costiero del Golfo di Trieste presenta specie neritiche in gran parte appartenenti ai copepodi calanoidi con una componente estiva a cladoceri. La componente faunistica è principalmente costituita dalle specie *Acartia clausi*, *Paracalanus parvus*, *Centropages kröyeri, C. tipicus*, *Temora longicornis*, *T. stylifera, Ctenocalanus vanus, Pseudocalanus elongatus* e dai generi *Clausocalanus*, *Oithona*, *Oncaea* e *Calanus*.

Nei campioni prelevati nella stazione D0, durante i mesi di giugno e luglio 2003, è stata osservata, per la prima volta, la presenza di *Paracartia grani* Sars, 1904. Erano inoltre presenti solo femmine di *P. latisetosa* (Kriczaguin, 1873) specie strettamente costiera, la cui presenza è già stata segnalata in Adriatico (Hure e Kršinić, 1998). La presenza di queste due specie di *Paracartia* è stata osservata nel secondo campionamento di giugno 2003 (17/06), riscontrando anche maschi della specie *P. grani* (F 46,7 ind/m^3; M 15,8 ind/m^3). Nei campioni di luglio 2003 non è stato riscontrato alcun esemplare di tali specie. Nel 2004 la presenza di *P. grani* e *P. latisetosa* è stata trovata solo nel campione prelevato il giorno 15/06 (Tab. 1), dove sono stati osservati anche individui maschi di *P. grani* (F 22,8 ind/m^3; M 4.1 ind/m^3) mentre per *P. latisetosa* solo individui femmine.

Tab. 1 - Abbondanza (ind. m^{-3}) degli individui della famiglia Acartiidae presenti alla St. D0.
Aboundance (ind. m^3) of Acartiidae species at St. D0.

	03/06/2003	17/06/2003	04/07/2003	16/07/2003	15/06/2004	22/07/2004
A.clausi	586.7	471.9	133.5	228.7	874.2	1076.1
Acartia juv.	418.2	397.2	126.3	652.9	1018.3	1978.4
P. grani	**6.0**	**62.3**	**2.4**	**0.0**	**26.9**	**0.0**
P.latisetosa	0.0	10.1	0.0	6.0	2.6	0.0
Paracartia juv.	0.0	5.1	0.0	0.0	1.3	0.0

Conclusioni

Paracartia grani Sars 1904, specie strettamente costiera, è indicata come una recente introduzione nei mari del bacino Mediterraneo da Belmonte e Potenza (2001). La specie è riportata prevalentemente in zone di estuario, in aree portuali e in zone inquinate (Siokou-Frangou *et al.,* 2004), zone che presentano caratteristiche simili a quelle rilevate nel 2003 nella stazione D0. E' possibile che questa specie non autoctona, sia stata introdotta nel Golfo di Trieste con le acque di zavorra delle navi in transito nel vicino porto di Monfalcone, navi provenienti in gran parte dai porti siti nel Mediterraneo orientale. Tale specie probabilmente si è insediata in un habitat ideale favorito dalle particolari condizioni termo-aline osservate nel 2003 ed il ritrovamento di *P. grani* anche nell'anno successivo, in cui le condizioni idrologiche sono state più simili ai valori tipici del Golfo, suggerisce che le caratteristiche biologiche del sito possano avere favorito un buon adattamento di questo copepode calanoide nel corso dei due anni di studio.

Bibliografia

BELMONTE G., POTENZA D. (2001) - Biogeography of the family *Acartiidae* (Calanoida) in the Ponto-Mediterranean Province. *Hydrobiologia*, **453/454**: 171-176.

HURE J., KRŠINIĆ F. (1998) - Planktonic copepods of the Adriatic Sea. Spatial and temporal distribution. *Nat. Croat.*, **7** (2): 1-135.

RAICICH F. (1994) – Note of the flow rates of the Adriatic rivers. Techical Report RF 02/94. C.N.R. Istituto Sperimentale. Talassografico, Trieste: 6 pp.

SIOKOU-FRANGOU I., SHIGANOVA T., CHRISTOU E.D., KAMBURSKA L., GUBANOVA A., KONSULOV A., MASAEYA E., SKRYBIN V., KHOROSHILOV V. (2004) - Mesozooplancton communities in the Aegean and Black Seas: a comparative study. *Mar. Biol.*, **144**: 1111-1126.

STAVISI F. (2000) – La temperatura del mare a Trieste: 1946-1999. *Hydrores Information*, **20**: 7-16.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 968-970

C. Facca, M.L. De Casabianca*

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia,
Calle Larga Santa Marta, 2137 - 30123 Venezia, Italia.
facca@unive.it
*CNRS-Cefe, UMR 5175, S.M.E.L., 1 quai de la daurade – 34200 Sète, France.

VARIABILITÀ A PICCOLA SCALA TEMPORALE DEL FITOPLANCTON DELLA LAGUNA DI THAU (FRANCIA)

SMALL SCALE VARIATIONS OF PHYTOPLANKTON IN THE THAU LAGOON (FRANCE)

Abstract

In June 2005, phytoplankton communities were studied in three stations located in the Mediterranean Thau lagoon (France) and characterised by different trophic levels. Weekly samplings highlighted important variations of taxonomic composition both on temporal and spatial scale. Abundance varied between 0.65 e 3.8 × 10^6 cells dm^{-3} and the highest fluctuations were observed in the most eutrophic site, where a Prorocentrum *cf.* gracile *Schütt bloom was recorded.*

Key-words*: phytoplankton, species diversity, trophic levels, Thau lagoon.*

Introduzione

L'attività antropica, che più di altre condiziona gli equilibri ambientali della laguna mediterranea di Thau, è l'allevamento dei molluschi bivalvi. Ostriche e mitili crescono su impianti che occupano ca. il 20% della superficie lagunare e rilasciano per biodeposizione fino a 500 $kg\,ha^{-1}\,y^{-1}$ di azoto e 3000 $kg\,ha^{-1}\,y^{-1}$ di carbonio organico (De Casabianca, 1977; De Casabianca, 1996). Lo studio del fitoplancton in quest'area è strettamente finalizzato alle indagini sulle interazioni con i molluschi. L'IFREMER (Institut Francais de Recherche pour l'Exploitation de la Mer), in particolare, si occupa dell'osservazione e del controllo di fenomeni potenzialmente dannosi quali i bloom di specie tossiche e le "maree rosse". Lavori sulla dinamica di comunità e sulle variazioni della composizione tassonomica sono molto rari. Il presente lavoro ha lo scopo di descrivere le fluttuazioni d'abbondanza e composizione tassonomica della comunità fitoplanctonica su scala temporale settimanale. I campionamenti sono stati fatti all'inizio dell'estate, nel momento in cui le condizioni per la crescita delle microalghe sono buone grazie, soprattutto all'aumentata disponibilità di nutrienti, conseguente alla degradazione delle macroalghe, fiorite massicciamente nel periodo primaverile (De Casabianca *et al.*, 1997).

Materiali e metodi

I campioni d'acqua, per la determinazione al microscopio ottico invertito della comunità fitoplanctonica, sono stati raccolti con cadenza settimanale nel mese di giugno 2003 in tre stazioni: St. I, caratterizzata da popolamenti di fanerogame, che testimoniano il basso livello di trofia (Laugier *et al.*, 1999); St. II, la più eutrofizzata poiché si trova in prossimità delle aree di allevamento delle ostriche

e St. III, localizzata in prossimità del canale che attraversa l'insediamento urbano (ca. 40000 abitanti) più esteso del bacino lagunare e lungo il quale avvengono i principali scambi tra mare e laguna.

Risultati

Nelle Sts. I e III le abbondanze hanno presentato valori simili (intorno a 10^6 cells dm^{-3}) e costanti soprattutto a partire dalla seconda settimana di campionamento. L'unica differenza è stata rilevata durante il primo campionamento nella St. III, dove il valore è stato 2.3×10^6 cells dm^{-3}. Un trend completamente diverso è stato osservato nella St. II, dove il numero di cellule è passato da 0.9 a 3.8×10^6 cells dm^{-3} in una settimana per, poi, decrescere nuovamente a 2.5×10^6 cells dm^{-3}, in pochi giorni. L'episodio, che ha determinato l'incremento delle abbondanze, è stato un bloom di *Prorocentrum* cf. *gracile* Schütt. Le dinoflagellate sono state dominanti anche durante la campagna conclusiva nella St. III (in particolare *Gyrodinium estuariale* Hulburt). La composizione tassonomica della comunità ha presentato forti fluttuazioni sia spaziali sia temporali in tutte le aree studiate. Le diatomee centriche sono state spesso molto abbondanti per le fioriture di *Chaetoceros* spp. e *Skeletonema costatum* Cleve. Forme generalmente pelagiche, di grosse dimensioni (40-60 μm) sono state trovate soprattutto nella St. III (*Guinardia* spp.) e, sporadicamente, nella St. II (*Rhizosolenia decipiens* Sundström). Tra le diatomee pennate sono prevalse *Cocconeis* spp., soprattutto nelle Sts I e II, *Cylindrotheca closterium* Lewin & Reimann, *Navicula* spp. (<10 μm, nella St. II), *Nitzschia frustulum* Grunow (St. III) e *Pseudo-nitzschia* spp. Valori molto simili dell'indice di diversità di Shannon sono stati osservati all'inizio (3.2 H') ed alla fine (ca. 2.4 H') del mese in tutti i siti campionati, mentre le differenze più significative sono apparse nelle settimane centrali, in particolare nella St. II in coincidenza del già citato bloom di *P. gracile*.

Dal confronto tra le curve di dominanza cumulativa calcolate usando la biomassa e l'abbondanza degli individui identificati almeno al livello tassonomico di genere è emerso che la comunità è tendenzialmente formata da specie conservative (forme poco abbondanti ma di dimensioni almeno superiori a 25-30 μm). Quest'elaborazione non tiene conto delle nanoflagellate (cellule di ca. 5 μm) che sono, comunque, molto abbondanti (fino al 42% della comunità), ma che non è possibile identificare tassonomicamente.

Conclusioni

Forti fluttuazioni dell'abbondanza e della composizione tassonomica della comunità fitoplanctonica sono state osservate tra un campionamento e l'altro in tutte le stazioni. I risultati, soprattutto nel sito più eutrofizzato, hanno evidenziato l'importanza di campionamenti frequenti. I monitoraggi sia mensili sia quindicinali, in particolare nel periodo primaverile-estivo, rischiano, infatti, di avere intervalli temporali troppi lunghi per poter individuare fenomeni sporadici ma potenzialmente tossici.

Il confronto dei valori medi d'abbondanza, di numero di specie e d'indice di diversità ha confermato i dati di letteratura secondo cui la St. II sarebbe la più eutrofizzata, mentre le Sts. I e III avrebbero caratteristiche trofiche tra loro simili.

Bibliografia

DE CASABIANCA M.L. (1977) – Résultats préliminaires des expériences sur la biodéposition en milieu lagunaire. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit*., **24**: 91-92.

DE CASABIANCA M.L. (1996) – The Mediterranean Lagoons. In: Schramm W., Nienhuis P.H. (eds), *Marine benthic vegetation.* Recent changes and the effect of eutrophication, Springer, Berlin: 307-329.

DE CASABIANCA M.L., LAUGIER T., MARINHO-SORIANO E. (1997) – Seasonal changes of nutrients in water and sediment in a Mediterranean lagoon with shellfish farming activity (Thau lagoon, France). *ICES J. Mar. Sci*., **54**: 905-916.

LAUGIER T., RIGOLLET V., DE CASABIANCA M.L. (1999) – Seasonal dynamics in mixed eelgrass beds, *Zostera marina* L. and *Z. noltii* Hornem. in an Mediterranean coastal lagoon (Thau lagoon, France). *Aquat. Bot*., **63**: 51-69.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 971-974

P. Frisenda, M. Celussi*, A. Paoli*, L. Talarico

Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Trieste, Via L. Giorgieri, 10 - 34127 Trieste, Italia.
frisenda@units.it
*Laboratorio di Biologia Marina, Via A. Picard, 54 - 34010 Trieste, Italia.

APPROCCIO METODOLOGICO ALLO STUDIO DI POPOLAMENTI PICOCIANOBATTERICI DEL GOLFO DI TRIESTE (ALTO ADRIATICO)

STUDY OF PICOCYANOBACTERIA IN THE GULF OF TRIESTE (NORTHERN ADRIATIC SEA): A METHODOLOGICAL APPROACH

Abstract

In this preliminary study, we have defined methods to obtain cultures and estimate quality and quantity of hydrosoluble pigments on picocyanobacteria biomass analyzable via spectrophotometer. TEM analyses were also conducted for evaluating the ultrastructural features of the photosynthetic organisms and their relative proportions with respect to the heterotrophic bacteria. The aim of this work was to characterize picocyanobacteria and understand their photosynthetic and respiratory activity related to the different light conditions in the Gulf of Trieste (North-Eastern Adriatic Sea).

Key-words: Synechococcus*, ultrastructure, phycobiliproteins, chromophores, light.*

Introduzione

Nel Golfo di Trieste generalmente il picoplancton fototrofo risulta costituito quasi esclusivamente da cianobatteri e, solo in minima parte, da alghe unicellulari eucariote appartenenti alle Prasinoficee e Cloroficee (Del Negro *et al*., 1996). I cianobatteri picoplanctonici marini finora identificati appartengono principalmente all'ordine Chroococcales ed i generi più diffusi sono *Synechococcus* e *Prochlorococcus* che prediligono condizioni di luce diverse. *Synechococcus* si distribuisce negli strati più superficiali della colonna d'acqua, mentre *Prochlorococcus* a profondità maggiori verso il limite inferiore della zona fotica (Moore *et al*., 1995; Ting *et al*., 2002). Per caratterizzare i cianobatteri predominanti e studiarne l'attività fotosintetica/respiratoria in relazione alle diverse condizioni di luce del Golfo è stato svolto uno studio preliminare mirato alla messa a punto di metodi per allestire colture axeniche e stimare qualità e quantità dei pigmenti fotosintetici idrosolubili su biomasse (aliquote) analizzabili allo spettrofotometro. Inoltre, è stata svolta un'indagine ultrastrutturale (TEM) di campioni, in natura e in coltura, inclusi con varie modalità per verificare sia la composizione del popolamento isolato per le colture, sia l'abbondanza relativa di batteri eterotrofi.

Materiali e metodi

Le colture di arricchimento sono state allestite a partire da un campione raccolto a –10 m (ottobre 2003) nella stazione C1 (45°42'03"N-13°42'26"E), in prossimità della Riserva Naturale Marina di Miramare. Dopo una serie di filtrazioni su membrane con porosità decrescente, da 5 a 2 μm, è stata fatta un'ulteriore filtrazione su 1 μm per concentrare le cellule cianobatteriche e per ridurre, per quanto possibile, la frazione eterotrofa di maggiori dimensioni. Per le colture

(PAR=33 μmol $m^{-2}sec^{-1}$-OSRAM L18W21-Hellweiss LUMILUX Cool White; L:D=14:10; T=15 °C) sono stati saggiati i mezzi: B (Agatha *et al*., 2004), B arricchito (B++) e BG-11 (Castenholz, 1988) con salinità opportunamente modificata. Le curve di crescita dei batteri autotrofi ed eterotrofi sono state fatte mediante conte dirette in microscopia ad epifluorescenza (Porter e Feig, 1980; Waterbury *et al*., 1979). Al fine di creare delle colture cianobatteriche axeniche è stata saggiata la loro capacità di crescere su agar, a diverse concentrazioni, con due tipi di semina: per diffusione e per inoculo. I campioni (concentrati su filtro, su agar e mediante centrifugazione) sono stati fissati in GTA 3% in TpC 0,1M pH 7.2, post-fissati in OsO_4 al 2% in TpC, disidratati in serie acetonica ed inclusi in resina Spurr (1969). Le sezioni, colorate con Pb/U, sono state osservate al TEM Philips EM201. Sono state effettuate letture spettrofotometriche (Perkin Elmer UV-VIS 554) su estratti grezzi di pigmenti idrosolubili (Talarico, 1990).

Risultati

Le filtrazioni seriali non hanno permesso di ottenere colture axeniche. Tuttavia il rapporto abbondanze cianobatteri/batteri eterotrofi è risultato 100 volte più elevato nelle colture (mezzo B) rispetto a quello del sito di campionamento (Celussi, 2004). Gli inoculi su terreno solido non hanno consentito l'isolamento dei cianobatteri. Al TEM i campioni naturali presentavano un maggior numero di batteri eterotrofi rispetto alle colture. Si osservavano addensamenti di cellule fototrofe rotondeggianti (Ø 0,6-0,7 μm) e a bastoncello (l 1,0-1,6 μm) (Fig. 1), con caratteristiche ultrastrutturali simili: *i.e.* guaina esterna poco strutturata, tilacoidi con disposizione parallela e concentrica, ficobilisomi poco strutturati o assenti, presenza di ficobiliproteine polidisperse negli spazi intertilacoidali particolarmente elettron-densi, inclusi citoplasmatici e centroplasma con filamenti cromatinici. L'analisi spettrofotometrica degli estratti grezzi ficobiliproteici indicava la presenza della CU-ficoeritrina (CU-PE) (λ_{max} 494, 540 nm) con cromofori PUB (ficourobilina) e della C-PE ricca di cromofori PEB (ficoeritrobilina) (Fig. 2).

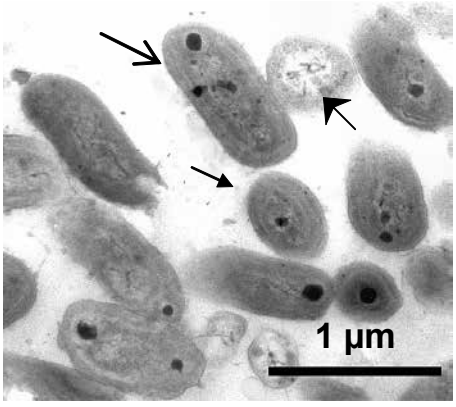


Fig. 1 - Addensamenti di cellule fototrofe rotondeggianti (→) e a bastoncello (→), ed eterotrofe (→) in coltura.
Cyanobacteria with roundish (→) and elongated (→) shapes, and heterotrophic bacteria (→) in colture.

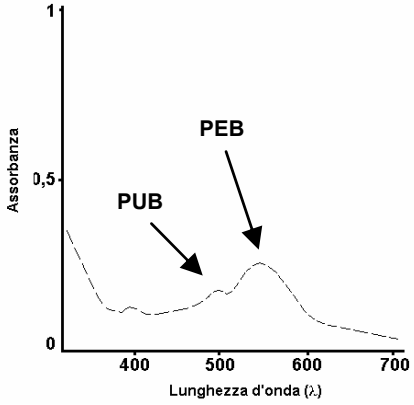


Fig. 2 - Spettro di assorbimento di estratto grezzo ficobiliproteico da colture di arricchimento (λ_{max}494, 540 nm).
Absorption spectrum of the biliprotein crude extract from enrichment cultures (λ_{max}494, 540 nm).

Conclusioni

Le tecniche per la messa a punto delle colture risultano valide al fine di ottenere densità cianobatteriche sufficienti per le analisi biochimiche e fisiologiche senza interferenze di rilievo da parte della componente eterotrofa, come confermato anche dalle osservazioni al TEM. La determinazione preliminare delle cellule fototrofe in coltura eseguita secondo il Bergey's Manual of Systematic Bacteriology (2001), le osservazioni in microscopia ad epifluorescenza ed al TEM hanno evidenziato le caratteristiche tipiche del genere *Synechococcus*. L'analisi delle ficobiliproteine ha dimostrato la presenza di una ficoeritrina del tipo CU-PE analogamente a quella isolata e purificata da *Oscillatoria* cf *corallinae* (Hoffman *et al*., 1990) senza escludere la ficoeritrina C-PE, tipica dei cianobatteri (Sidler, 1994). La CU-PE, particolarmente ricca di cromofori PUB, appare abbondante, ma lo spettro di assorbimento dell'estratto grezzo non esclude l'apporto della C-PE, più ricca in cromofori PEB. Ciò conferma la presenza di più ceppi di *Synechococcus*, pur non discriminando i due ceppi, l'uno ricco e l'altro povero di PUB, in acque costiere (Olson, 1990), e quello ricco di PEB, descritti in letteratura anche in acque oceaniche (Ting *et al*., 2002). I pigmenti ricchi di cromofori PUB rappresentano un vantaggio ecologico per le specie che li possiedono, in quanto ampliano l'assorbimento delle radiazioni luminose nell'intervallo blu-verde dello spettro (Hoffman *et al*., 1990). I campi luminosi subacquei del Golfo di Trieste quindi, pur ricchi di radiazioni verdi tipiche di acque costiere (Talarico, 1999), mostrano caratteristiche analoghe a quelli delle acque oceaniche. Alle nostre profondità le radiazioni verdi penetrerebbero in misura simile alle radiazioni blu, come nelle acque oceaniche fino a –30 m (Ting *et al*., 2002). È evidente che i diversi ceppi non mostrano differenze ultrastrutturali, ma solo differenze ecofisiologiche derivate dall'adattamento 'cromatico' (Talarico, 1996; Talarico e Maranzana, 2000) alle condizioni dei campi luminosi subacquei. È ragionevole pensare che nel corso dell'evoluzione si sia attuata una espressione selettiva di geni codificanti per l'una

o l'altra sub-unità biliproteica più 'vantaggiosa' in relazione all'ambiente, in particolare alla qualità (colore) delle radiazioni. Per questi motivi l'identificazione dei ceppi presenti nel popolamento dovrà necessariamente essere svolta attraverso l'analisi diretta di colture monospecifiche, anche se non sempre la caratterizzazione genetica è in grado di dare risposte certe, come dimostrato per diversi ceppi di *Synechococcus* sp. (Toledo *et al*., 1999).

Bibliografia

AGATHA S., STRÜDER-KYPKE M.C., BERAN A. (2004) - Morphological and genetic variability in marine planktonic ciliate *Laboea strobila* Lohmann, 1908 (Ciliophora, Oligotrichia), whith notes on its ontogenesis. *J. Eukaryot. Microbiol*., **51** (3): 267-281.

CASTENHOLZ R.W. (1988) - Culturing methods for cyanobacteria. *Methods enzymol*., **167**: 68-93.

CELUSSI M. (2004) – Ruolo dei cianobatteri picoplanctonici nelle acque del Golfo di Trieste. Tesi di Laurea in Biologia Marina, Dip. di Biologia, Università di Trieste, AA. 2003-2004: 65 pp.

DEL NEGRO P., RAMANI P., BRAUN E., PREDONZANI S., ZUCCARELLO V. (1996) - Dynamics of picocyanobacteria in the Northern Adriatic Sea. *Algological Studies*, **83**: 447-454.

HOFFMAN L., TALARICO L., WILLMOTTE A. (1990) - Presence of CU-phycoerythrin in the benthic blue-green alga *Oscillatoria* cf. *corallinae*. *Phycologia*, **29** (1): 19-26.

MOORE L.R., GOERICKE R., CHISHOLM S.W. (1995) - Comparative physiology of *Synechococcus* and *Prochlorococcus*: influence of light and temperature on growth, pigments, fluorescence and absorptive properties. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **116**: 259-275.

OLSON J.R., CHISHOLM S.W., ZETTLER E.R., ARMBRUST E.V. (1990) - Pigments, size, and distribution of *Synechococcus* in the North Atlantic and Pacific Oceans. *Limnol. Oceanogr*., **35** (1): 45-58.

PORTER K.G., FEIG Y.S. (1980) - The use of DAPI for identifying and counting acquatic microflora. *Limnol. Oceanogr*., **25**: 943-948.

SIDLER W.A.A. (1994) - Phycobilisome and Phycobiliprotein Structures. In: Bryant D.A. (ed), *The Molecular Biology of Cyanobacteria*. Kluwer Ac. Publ., Dordrecht, The Netherlands: 139-216.

SPURR A.R. (1969) - A low viscosity epoxy resin embedding medium for electron microscopy. *J. Ultrastruct. Res*., **26**: 31-34.

TALARICO L. (1990) – R-phycoerythrin from *Audouinella saviana* (Nemaniales, Rhodophyta). Ultrastructural and biochemical analysis of aggregates and subunits. *Phycologia,* **29** (3): 292-302.

TALARICO L. (1996) - Phycobiliproteins and pycobilisomes in red algae: adaptive responses to light. In: Figueroa F.L. *et al.* (eds), *Underwater Light and Algal Photobiology*. C.S.I.C., Barcelona, Spain: 205-222.

TALARICO L. (1999) - Pigmenti fotosintetici e fotobiologia delle alghe. *Boll. Soc. Adri. Sci*., **78**: 317-341.

TALARICO L., MARANZANA G. (2000) - Light and adaptive responses in red macroalgae: an overview. *J. Photochem. Photobiol. B. Biol*., **56**: 1-11.

TING C.S., ROCAP G., KING J., CHISHOLM S.W. (2002) - Cyanobacterial photosynthesis in the oceans: the origins and significance of divergent light-harvesting strategies. *TRENDS Microbiol*., **10** (3): 134-142.

TOLEDO G., PALENIK B., BRAHAMSHA B. (1999) - Swimming marine *Synechococcus* strains with widely different photosynthetic pigment ratios form a monophyletic group. *Appl. Environ. Microbiol*., **65** (12): 5247-5251.

WATERBURY J.B., WATSON S.W., GUILLARD R.R.L., BRAND L.E. (1979) - Widespread occurrence of a unicellular, marine, planktonic, cyanobacterium. *Nature* (London), **277**: 293-294.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 975-978

P. Frisenda, L. Talarico

Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Trieste, Via L. Giorgieri, 10 - 34127 Trieste, Italia.
frisenda@units.it

EFFETTI DELLA DOSE SUBLETALE (LC50) DI CADMIO SU *LYNGBYA LIMNETICA* LEMM. IN FASE LOGARITMICA: FISIOLOGIA ED ULTRASTRUTTURA

EFFECTS OF SUBLETHAL CADMIUM DOSE (LC50) ON LYNGBYA LIMNETICA *LEMM. IN LOGARITHMIC GROWTH PHASE: PHYSIOLOGY AND ULTRASTRUCTURE*

Abstract

The LC50 (100 μM Cd) was applied to colonies of L. limnetica *(Oscillatoriaceae, Hormogonales-Cyanophyta) in LOG-growth phase for 10-days in order to investigate the cellular defence responses both at metabolic and ultrastructural levels. Metabolism was also monitored (within the same time intervals) in absence of Cd for verifying the recovery of the whole cell functionality.*

Key-words: Lyngbya limnetica*, Cadmium, LC50, physiology, ultrastructure.*

Introduzione

L'approccio eco-fisiologico ed eco-tossicologico consente, oltre alla determinazione dell'LC50, lo studio delle eventuali capacità di adattamento/difesa dell'organismo contro sostanze tossiche. Per le microalghe è stato dimostrato che la concentrazione di cadmio all'interno della cellula è direttamente proporzionale al tasso di assorbimento solo in fase stazionaria (Sunda e Huntsmann, 1998). Dal momento che le risposte all'agente tossico possono variare molto a seconda della fase di crescita, dopo aver individuato, in fase stazionaria, 100 μMCd come LC50 per *L. limnetica*, questa concentrazione è stata applicata per 10 giorni a colonie in fase di crescita logaritmica. Scopo del lavoro è stato quello di studiare le risposte fisiologiche e le modifiche ultrastrutturali di questa microalga durante lo 'stress' e durante il 'recupero' funzionale in assenza di Cd.

Materiali e metodi

Sono state allestite colture di *L. limnetica* utilizzando mezzo di coltura Erdshreiber arricchito (Starr e Zeikus, 1993), D:L=8:16, T=22 °C, irradianza=4 μmol m^{-2} sec^{-1} (Philips HRL1K35W). Alle colonie è stato aggiunto $Cd(NO_3)_2$ 100 μM per 10 gg, cui è seguito il 'recupero' in mezzo di coltura rinnovato (senza Cd) per altri 10 gg. Sono stati analizzati: biomassa (peso fresco), produzione e consumo di O_2 (Hansatech DW1) (Walker, 1987), contenuto di pigmenti liposolubili (Hirschberg e Chamovitz, 1994) e idrosolubili (MacColl e Guard-Friar, 1987). Tutte le misure sono state effettuate ogni 48 h ed i valori (media di tre repliche con ± D.S.) sono stati normalizzati ai controlli (0%) ed espressi in percentuale. Per le osservazioni ultrastrutturali i campioni sono stati fissati in GTA 6% in tampone cacodilato 0,1 M pH 7,1, post-fissati in OsO_4 1% nello stesso tampone, disidratati in serie acetonica ed inclusi in resina Spurr (1969). Le sezioni, colorate con Pb/U, sono state osservate al TEM (Philips EM201).

Risultati

L'LC50 induceva drastiche riduzioni di tutti i parametri saggiati. Tuttavia la funzionalità cellulare in assenza di cadmio veniva ripristinata, con incrementi fino al 10-40% rispetto ai controlli, il 10° giorno (Fig. 1 A, B). Al TEM l'effetto tossico più evidente era l'inibizione della divisione cellulare insieme a profonde modificazioni a livello della guaina, che si ispessiva per l'apporto delle componenti sia di matrice che di struttura (Fig. 2 A). Il metallo, presente inizialmente all'esterno dei filamenti e a livello della guaina (Fig. 2 A), era localizzato successivamente nello spazio periplasmico esterno a livello dei setti (Fig. 2 B). Nel citoplasma non sono stati osservati forti accumuli del metallo, ma solo poche, fini granulazioni intra-citoplasmatiche, prevalentemente a livello dei setti (Fig. 2 A). I tilacoidi mantenevano la loro organizzazione con ficobilisomi solo parzialmente destrutturati (Fig. 2 B).

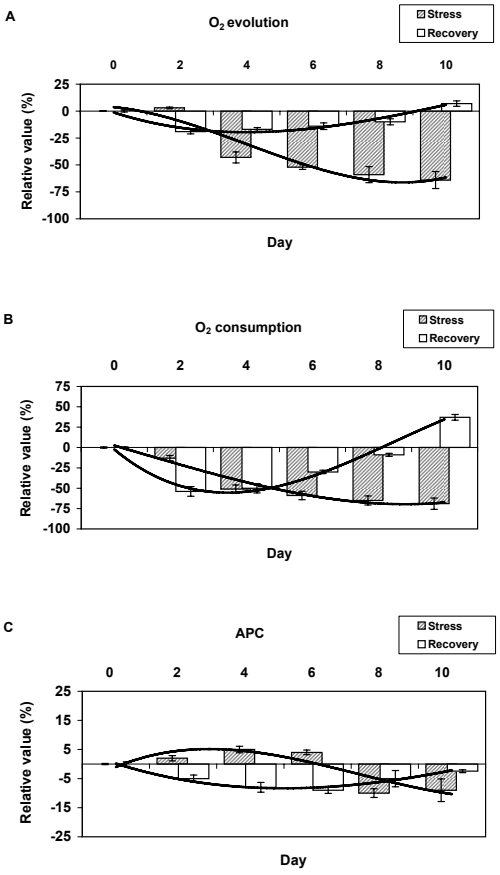


Fig. 1 - Attività fotosintetica (A), respiratoria (B), e relative variazioni dell'alloficocianina (C) durante lo 'stress' ed il 'recupero'.

Oxigen evolution (A), Oxigen consumption (B) and Allophycocyanin relative concentrations (C) during 'stress' and 'recovery'.

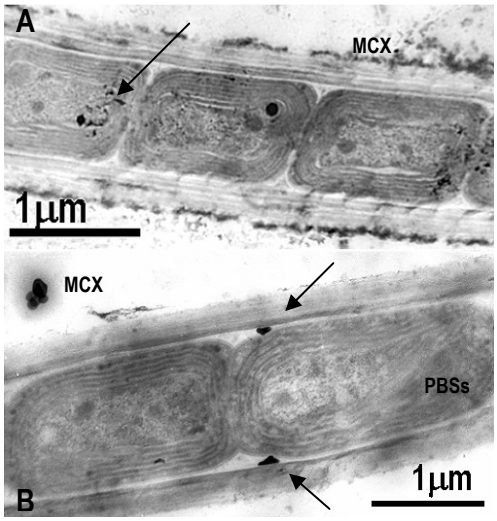


Fig. 2 - (A) Metallo-complessi (MCX) negli essudati esterni e fini granulazioni (→) intracitoplasmatiche. (B) Depositi di maggiori dimensioni negli essudati (MCX) e nello spazio periplasmico esterno a livello dei setti (→). Ficobilisomi più o meno strutturati (PBSs).
(A) Metal deposits (MCX) in the exudates and fine granule-like deposits (→) within cytoplasm. (B) Larger deposits in the exudates (MCX) and within outer periplasmic spaces between cells (→). More or less structured phycobilisomes (PBSs).

Conclusioni

Nonostante la drastica riduzione di tutti i parametri, *Lyngbya limnetica* sembra mantenere un bilancio energetico per il metabolismo di base necessario al ripristino della piena funzionalità cellulare nei 10gg di recupero dall'esposizione al cadmio. Le modifiche ultrastrutturali degli strati esterni di parete dimostrano che la prima risposta difensiva consiste nel forte incremento dei polisaccaridi della guaina con aumento dei siti di legame che bloccano gli ioni Cd^{++}, limitandone l'ingresso all'interno delle cellule (Rai *et al*., 1990; Premuzic *et al*., 1991). Questo a conferma del ruolo protettivo della guaina (Inthorn *et al*., 1996; Corradi *et al*., 1998). In seguito, la difesa si attuerebbe mediante un massiccio rilascio di essudati con proprietà ad-sorbenti (Urrutia, 1997) e con l'attivazione della sintesi di proteine metallo-complessanti (Pawlik-Skowronska, 2003). Le forti diminuzioni di ficoeritrina e ficocianina e la parziale destrutturazione dei ficobilisomi (PBSs) confermerebbero il ruolo di questi pigmenti come fonte di azoto, mentre la sostanziale stabilità dell'alloficocianina garantirebbe la presenza dei PBSs per un'efficiente, seppur ridotta fotosintesi. L'ultrastruttura e la funzionalità dell'apparato fotosintetico non sembrano infatti danneggiate in modo irreversibile. Inoltre, efficaci meccanismi di detossificazione permetterebbero la totale ripresa funzionale in assenza di cadmio, come dimostrato dagli incrementi delle attività fotosintetica e respiratoria. Le strategie difensive attuate ai diversi livelli, con cambiamenti nel metabolismo e nell'organizzazione cellulare (Rangsayatorn *et al*., 2002) limitano

quindi la tossicità del Cd, con meccanismi di difesa che, pur essendo simili a quelli descritti per altre specie (Rai *et al*., 1990), sembrano essere più efficaci, dal momento che la dose e la durata dei trattamenti da noi applicate sono di gran lunga superiori a quelle sperimentate su altre cyanophycee.

Bibliografia

CORRADI M.G., GORBI G., ABD-EL-MONEM H.M., TORELLI A., BASSI M. (1998) - Exudates from the wild type and Cr-tolerant strain of *Scenedesmus acutus* influence differently Cr(VI) toxicity to algae. *Chemosphere,* **37**: 3019-3025.

HIRSCHBERG J., CHAMOVITZ D. (1994) - Carotenoids in Cyanobacteria. In: Bryant D.A. (ed), *The molecular biology of Cyanobacteria*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands: 559-579.

INTHORN D., NAGASE H., ISAJI Y., HIRATA K., MIYAMOTO K. (1996) - Removal of cadmium from aqueous solution by the filamentous cyanobacterium *Tolypothrix tenuis*. *J. Fermentation and Bioengineering*, **82** (6): 580-586.

MACCOLL R., GUARD-FRIAR D. (1987) - *Phycobiliproteins*. CRC Press, Boca Raton, Florida: 218 pp.

PAWLIK-SKOWRONSKA B. (2003) - When adapted to high zinc concentrations the periphytic green alga *Stigeoclonium tenue* produces high amounts of novel phytochelatin-related peptides. *Aquatic Toxycology*, **62**: 155-163.

PREMUZIC T.E., LIN M., LI ZHU H., GREMME A.M. (1991) - Selectivity in metal uptake by stationary phase microbial populations. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*., **20**: 234-240.

RAI L.C., JENSEN T.E., RACHLIN J.W. (1990) - A morphometric and X-ray energy dispersive approach to monitorung pH-altered Cadmium toxicity in *Anabaena flos-aquae*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*., **19**: 479-487.

RANGSAYATORN N., UPTHAM E.S., KRUATRACHUE M., POKETHITIYOOK P., LANZA G.R. (2002) - Phytoremediation potential of *Spirulina (Arthrospira) platensis*: biosorption and toxicity studies of Cadmium. *Envir. Poll*., **119**: 45-53.

SPURR A.R. (1969) - A low viscosity epoxy resin embedding medium for electron microscopy. *J. Ultrastruct. Res*., **26**: 31–34.

STARR R.C., ZEIKUS J.A. (1993) - UTEX-The culture collection of algae at the University of Texas at Austin. *J. Phycol*., **29**: 1-106.

SUNDA W.G., HUNTSMANN S.A. (1998) - Processes regulating cellular metal accumulation and physiological effects: Phytoplankton as model systems. *Sci. Tot. Environ*., **219**: 165-181.

URRUTIA M.N. (1997) - General bacterial sorption processes. In: Wase J. and Forster C. (eds), *Biosorbents for metal ions*. Taylor and Francis Publishers, UK: 39-66.

WALKER D. (1987) - *The use of the oxygen electrode and fluorescence probes in simple measurement of photosynthesis*. University of Sheffield Print Unit, Sheffield, U.K.: 145 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 979-983

E. Gangemi, M.G. Giacobbe, S. Fraga*

CNR-IAMC, Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, Spianata San Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.
ester.gangemi@iamc.cnr.it
*IEO, Spagna.

IL COMPLESSO DELLE SPECIE CIGUATERICHE NELLE LAGUNE DI CAPO PELORO (MESSINA, SICILIA)

THE CIGUATERIC SPECIES COMPLEX IN THE CAPO PELORO LAGOONS (MESSINA, SICILY)

Abstract

Surveys of two epiphytic dinoflagellates Coolia monotis *and* Ostreopsis *sp. were conducted in a brackish area of Sicily (Messina, Capo Peloro Lagoons). Phytoplankton concentrates from net hauls and macroalgal samples permitted to detect these species even at lower concentrations. Culturing techniques were optimized and isolated strains of* Ostreopsis *revealed toxicity (palytoxin) whereas* C. monotis *strains were non toxic.*

Key-words*: algal bloom, toxins, Southern Italy.*

Introduzione

Coolia e *Ostreopsis*, due generi di dinoflagellati appartenenti entrambi alla famiglia delle Ostreopsidaceae, sono inseriti nel complesso delle specie ciguatericheе quindi potenziali produttori di CFP (Ciguatera Fish Poisoning). Al momento sono state identificate undici specie bentoniche sospettate di contribuire al complesso tossico della ciguatera. In particolare, i dinoflagellati sospetti comprendono cinque generi: *Gambierdiscus, Coolia, Ostreopsis, Prorocentrum* e *Amphidinium* (Legrand, 1998; Heil *et al*., 1998).

Materiali e metodi

L'indagine è stata avviata nel mese di maggio 1999 ed è proseguita con cadenza quindicinale per il prelievo dei campioni di acqua (250-500 ml) e dei concentrati microalgali, e mensile per il campionamento delle macroalghe, nel periodo primavera-estate 1999 e 2000. Sono state scelte cinque stazioni di campionamento dell'acqua sub superficiale (Fig. 1). I campioni d'acqua sono stati fissati con lugol. Per l'analisi quantitativa è stato adottato il metodo Utermöhl. La raccolta dei concentrati microalgali (prelevati mediante reti Apstein con vuoto di maglia da 10 e 20 μm) si è differenziata in tre zone (zona sud-ovest; zona nord-est; canale Carmine). Sui concentrati microalgali è stato effettuato l'isolamento delle specie per le analisi diagnostiche e biologiche. Campioni di macroalghe sono stati prelevati nella stazione 3, e ricoperti con buste di plastica sigillate sott'acqua. La sospensione di cellule ottenuta da ripetuti lavaggi con acqua filtrata è stata concentrata mediante retino con vuoto di maglia da 20 μm. Calcolato il volume finale, un sub-campione è stato fissato con formalina (4%). Successivamente tre aliquote sono state osservate al microscopio ottico per l'identificazione e conteggio degli eventuali dinoflagellati epifitici presenti. I dati ottenuti si riferiscono alla quantità di cellule per grammo d'alga (peso fresco) (cellule 10^3 g^{-1}). Singole cellule di *Coolia* e *Ostreopsis* sono state isolate all'invertoscopio dai concentrati

microalgali mediante pipette Pasteur, trasferite in piastre sterili con pozzetti di 1,5 cm di diametro e poste in camera di coltura. Le condizioni di coltura erano: pH tra 8 e 8.15; irradianza 80 μmol fotoni m^{-2} s^{-1} e 12h:12h di ciclo luce-buio; salinità: 32‰ (valore medio della zona nord-est). Sono state utilizzate due temperature, 18 °C (temperatura al momento del prelievo) e 25 °C, tipica delle zone tropicali. Per i primi giorni successivi l'isolamento, il terreno era mantenuto diluito 1:1 con acqua sterile da Ganzirri. Le cellule dai pozzetti sono state gradualmente trasferite in piastre Petri fino al passaggio in bottiglie in policarbonato da 125 ml. I test di tossicità sono stati effettuati su colture di *Ostreopsis* e *C. monotis* per verificare la presenza di palitossine e yessotossine. Estratti etanolici delle colture di *Ostreopsis* sono stati sottoposti a saggi emolitici utilizzando sangue umano in soluzione EDTA. Per le yessotossine è stato utilizzato l'HPLC (Riobó *et al*., 2004).

Fig. 1 - Lagune di Capo Peloro: stazioni di campionamento e zone di raccolta dei concentrati microalgali (frecce).
Capo Peloro Lagoons: sampling sites and net hauls zones (arrows).

Risultati

L'esame dei campioni d'acqua prelevati nelle cinque stazioni ha messo in evidenza un andamento della fioritura di *C. monotis* caratterizzato da un'esplosione primaverile nella zona a basso fondale del pantano (Fig. 2a) e successivo declino delle densità cellulari. Con l'inoltrarsi della stagione estiva si verificava la totale scomparsa di questa specie che riappariva all'inizio dell'autunno solo su campioni da retinata. La fioritura di *Coolia monotis* produceva aggregati di colore brunastro localizzati in particolar modo sulle mattes della clorofita filamentosa *Chaetomorpha linum* (Fig. 2b). Tali aggregati erano costituiti da una componente mucoide prodotta dalle stesse cellule. La produzione di muco e la formazione di micro- e macroaggregati veniva confermata dalle colture clonali disponibili in laboratorio (Fig. 3). I valori ottenuti dal vicino Canale Carmine (stz. 4) che collega il pantano grande con lo stretto di Messina, erano molto più contenuti ($5{,}7 \cdot 10^3$ cell. l^{-1}) mentre nessuna fioritura di *C. monotis* era osservata nella zona sud-ovest (stz. 1). *C. monotis* era scarsamente rappresentata anche nella stz. 2 ($0{,}7 \cdot 10^3$ cellule l^{-1}; $0{,}3\ 10^3$ cellule $g.^{-1}$alga) situata nell'area di transizione tra le due zone del pantano e nella stz. 5 ($0{,}3 \cdot 10^3$ cell l^{-1}). Nel secondo anno di campionamento la presenza di *C. monotis* si manifesta fino alla prima metà di giugno.

Ostreopsis sp., nel primo anno di campionamento, era associata a *C. monotis* durante la fioritura primaverile di maggio e giugno con una massima densità di $1{,}4 \cdot 10^3$ cell. l^{-1} nella stz. 3 (Fig. 2a). La specie era rilevata anche in associazione con *C. linum* (Fig. 2b). Nell'anno successivo *Ostreopsis* sp. era rilevata nella stazione 4 (Canale Carmine) con una densità di $1{,}4 \cdot 10^3$ cell. l^{-1}, mentre risultava assente in tutte le rimanenti stazioni sia nel primo che nel secondo anno di campionamento.

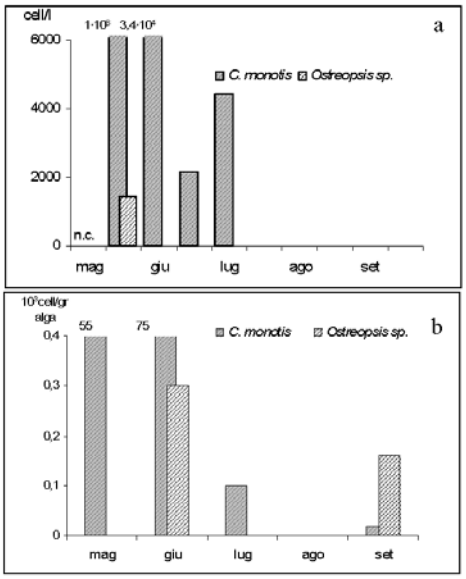


Fig. 2 - *C. monotis* e *Ostreopsis* sp. (stz. 3–1999). a. Rilevamento su campioni d'acqua; b. Rilevamento su campioni di macroalga *C. linum*.

C. monotis *and* Ostreopsis *sp. (st. 3–1999). a. Data from water samples; b. Data from macroalgal samples.*

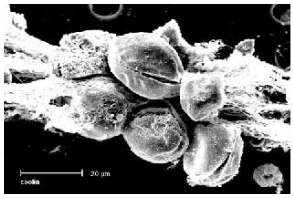


Fig. 3 - Aggregati mucoidi di *Coolia monotis* da coltura. Foto al SEM.

Mucous aggregates of Coolia monotis *in culture. SEM photo.*

Per le colture clonali di *Coolia* sono stati scelti due terreni simili per la loro composizione a quelli già usati in letteratura f_2[–Si] (Guillard, 1975) modificato aggiungendo estratto di terra (5 ml/l) e selenio (10^{-8} M) come ulteriori biostimolatori e il k-Keller in cui oltre a $NaNO_3$ è presente NH_4Cl come ulteriore fonte di azoto, e sostituisce NaH_2PO_4 con b-Glicerofosfato. Le prove di coltivazione in laboratorio indicano che le condizioni ottimali di crescita di *C. monotis* sono in f2ET/Se a 18 °C. La risposta di crescita di *C. monotis* alle suddette condizioni è superiore anche a quella in k-Keller a 25 °C. Il trasferimento dei cloni da f2ET/Se a k-Keller (18 °C), un terreno con maggiori quantità e varietà di fonti di azoto, sembra ritardare la risposta di crescita (Fig. 4a). Per *Ostreopsis* il mezzo di coltura iniziale era f_2ET/Se diluito in rapporto 1:2 con acqua del sito, sterilizzata. I tentativi di coltivare *Ostreopsis* a temperature e irradianze più elevate non hanno avuto successo. Dopo un periodo di 12 giorni in cui i cloni erano mantenuti in terreno diluito 1:2, erano inizialmente trasferiti in f_4 (rapporto 1:1 di f_2ET/Se : acqua Ganzirri) e successivamente in f_2ET/Se. Questo passaggio in un mezzo a più alta concentrazione di nutrienti, provocava la deformazione delle cellule mantenendo però un buon andamento generale di crescita delle colture. L'inoculo dei cloni aberranti da f_2ET/Se di nuovo in f_4ET/Se o in particolar modo in f_{20}ET/Se (rapporto 1:10 tra mezzo di coltura f_2ET/Se e acqua di mare al 32‰), consentiva in poco tempo il ripristino della forma cellulare. Le colture in f_{20}ET/Se dopo un

periodo di latenza di 9 giorni presentavano una fase di crescita che si prolungava fino al ventesimo giorno, con un limite massimo di $2660 \cdot 10^3$ cellule l^{-1}(Fig. 4b). Le analisi tossicologiche hanno evidenziato un'elevata attività emolitica con emolisi ritardata, effetto caratteristico della palitossina, nei ceppi di *Ostreopsis* ed assenza di tossicità nei ceppi di *C. monotis*.

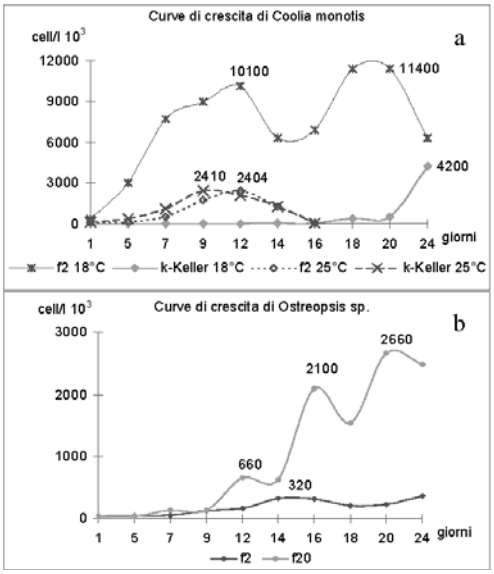


Fig. 4 - Curve di crescita. a. *Coolia monotis*; b. *Ostreopsis* sp.
Growth curves. a. Coolia monotis*; b.* Ostreopsis *sp.*

Conclusioni

L'indagine svolta ha permesso in primo luogo di evidenziare la presenza di due generi di dinoflagellati associati a *C. linum* (*Coolia monotis* ed *Ostreopsis* sp.) di cui uno tossico (*Ostreopsis* sp.). La raccolta di macroalghe affioranti e di concentrati microalgali da retinate differenziate in più zone del pantano, ha favorito il loro rilevamento anche quando erano presenti a basse densità cellulari. Il fenomeno di fioritura che ha interessato in particolare la zona nord-est di Ganzirri, con formazione di aggregati mucoidi associati a *Chaetomorpha linum*, è in accordo con le osservazioni di Tolomio e Cavolo (1985) nella laguna di Venezia. Dai prelievi d'acqua puntiformi effettuati nell'area di Ganzirri si è potuto constatare che, anche nei periodi di massima fioritura di *C. monotis*, nella stazione 4 (Canale Carmine) la densità di cellule era marcatamente inferiore ai valori ottenuti nella zona di basso fondale. Probabilmente la prossimità allo sbocco a mare del canale Carmine è alla base della sua diversità rispetto alle altre stazioni. Anche la stazione 2, scelta come punto di transizione tra i due principali settori dell'area (zone nord-est e sud-ovest), nonostante le sue caratteristiche di basso fondale e la colonizzazione di macroalghe sul fondo, non ha mai presentato densità di *C. monotis* così elevate come quelle della stz. 3. Le maggiori concentrazioni di *C. monotis* in quest'ultima stazione sembrano giustificate dalla persistenza nel tempo della stratificazione termoalina, verosimilmente favorita dalla disposizione spaziale della massa macroalgale. *C. monotis* non è mai stata rilevata nella stz. 1 (zona sud-ovest), scarsamente influenzata dagli scambi d'acqua con i due canali

(Carmine e Margi) e in cui sono assenti le mattes di macroalghe. Il secondo anno di studio ha evidenziato la variabilità da un anno all'altro delle condizioni del sito con densità di *C. monotis* nettamente inferiori all'anno precedente. Il riscontro di *Ostreopsis* sp. ha seguito in parallelo quello di *Coolia monotis* con cui si trovava sempre associato sebbene con modeste densità. Lo scarso riscontro di *Ostreopsis* nel plancton è una osservazione comune nella letteratura scientifica, soprattutto da aree geografiche temperate (Tognetto, 1994). Il rilevamento di questa specie soprattutto nella zona centrale del canale Carmine era probabilmente connesso alla preferenza di *Ostreopsis* verso acque poco torbide, più fredde e con un basso livello di nutrienti in accordo con recenti osservazioni su *O. siamensis* dalla Tasmania (costa orientale), ritenuta un nuovo ecofenotipo. (Pearce *et al*., 2000). Queste condizioni erano assenti nella zona nord-est del pantano, soprattutto durante i mesi estivi del 2000, caratterizzati da fioriture ad elevata biomassa di altri dinoflagellati (*Glenodinium* sp. e *Prorocentrum* sp.). In questo periodo *Ostreopsis* rimaneva confinata nel canale Carmine. L'isolamento dei cloni e le prove di coltivazione in laboratorio confermano queste indicazioni in quanto sia *Ostreopsis* che *Coolia* hanno mostrato una netta preferenza per temperature più basse rispetto a quelle riportate dalla letteratura per i cloni provenienti da zone tropicali e sub-tropicali (25 °C). Inoltre, l'utilizzo per *Ostreopsis* di concentrazioni di nutrienti paragonabili a quelle usate per *C. monotis*, pur permettendo lo sviluppo delle colture, ha prodotto alterazioni morfologiche, richiedendo una diluizione del terreno. Per queste ragioni è preferibile l'uso del mezzo di coltura f_{20}ET/Se all'f_2ET/Se. Queste osservazioni sono in accordo con quelle di Holmes *et al*. (1998) su *O. ovata* mantenuta in f_2. In quel caso, per quanto lo sviluppo di forme aberranti non influisse in alcun modo sull'andamento di crescita della coltura, il trasferimento in f_{10} restituiva la forma originaria alle cellule.

Bibliografia

GUILLARD R.R.L. (1975) - Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrate. In: Smith W.L. and Chanley M.H. (eds), *Culture of Marine Invertebrate Animals,* Plenum Press, New York: 29-60.

HEIL C.A., BIRD P., DENNISON W.C. (1998) - Macroalgal habitat preference of ciguatera dinoflagellates at Heron Island a Coral Cay in the southeastern Great Barrier reef, Australia. In: Reguera B. *et al.* (eds), *Harmful Algae.* Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO: 52-53.

HOLMES M.J., GILLESPIE N.C., LEWIS R.J. (1988) - Toxicity and morphology of *Ostreopsis* cf. *siamensis* cultured from a ciguatera endemic region of Queensland, Australia. *Proc. 6th International Coral Reef Symposium*, **3**: 49-54.

LEGRAND M.A. (1998) - Ciguatera toxins: Origin, transfer through the food chain and toxicity to humans. In: Reguera B. *et al.* (eds), *Harmful Algae*,. Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO: 39-43.

PEARCE I., MARSHALL J., HALLEGRAEFF G.M. (2000) - Toxic temperate epiphytic dinoflagellates in coastal Lagons off the east coast of Tasmania. *Algal Blooms*. Ninth Conference Tasmania.

RIOBÒ P., PAZ B., FERNÀNDEZ M., FRAGA S., FRANCO J.M. (2004) - Lipophylic toxin of different strains of *Ostreopsidaceae* and *Gonyaulacaceae.* In: Steidinger K.A., Landsberg J.H., Tomas C.R., Vargo G.A. (eds), *Harmful Algae 2002*. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission & IOC of UNESCO: 119-121.

TOGNETTO L., BELLATO S., MORO I., ANDREOLI C. (1994) - Occurence of *Ostreopsis ovata* (Dinophyceae) in the Tyrrhenian Sea during summer 1994. *Bot. Mar.,* **38**: 291-295.

TOLOMIO C., CAVOLO F. (1985) - Presenza di *Coolia monotis* Meunier (Dinophyceae, Peridiniales) nelle acque di Venezia. *Oebalia*, **11** (3): 849-852.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 984-988

M. Gaviano, S. Marcassoli, T. Saba, C. Porcu, A. Ortu

Dip. di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari, Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
mgaviano@unica.it

EVOLUZIONE DEI POPOLAMENTI PLANCTONICI DI UN AMBIENTE IPERALINO ASTATICO DELLA SARDEGNA CENTRO-OCCIDENTALE

EVOLUTION OF PLANKTONIC COMMUNITIES IN AN ASTATIC HYPERSALINE ENVIRONMENT OF WESTERN SARDINIA

Abstract

Sa Marigosa is a shallow, temporary saline lake whose seasonal behaviour is strongly dependent on the annual hydrological budget. In order to analyse the evolution of planktonic communities and their relationship between environmental variables uni- and multivariate statistical methods were carried out. The variability between two different hydrological cycles shows the important role of annual hydrological budgets on the biological dynamics.

Key-words*: temporary ponds, seasonal variations, aquatic communities, plankton, Sardinia.*

Introduzione

Molti stagni salati situati in bacini endoreici delle regioni aride o subaride hanno in genere una profondità limitata e, in funzione del bilancio idrico annuale, possono mostrare caratteristiche di temporaneità. Nelle latitudini temperate, questi ambienti dipendono fortemente dal bilancio idrico e nel periodo primaverile-estivo, quando aumenta il rapporto tra superficie e volume, le variabili fisico-chimiche condizionano maggiormente i popolamenti acquatici (Garcìa *et al*., 1997; Comìn *et al*., 1992). Ne risulta un'ampia variabilità interannuale delle caratteristiche ecologiche e limnologiche che offre interessanti spunti per studiare le dinamiche di peculiari comunità planctoniche in relazione alle modificazioni ambientali (Lòpez-Gonzàles *et al*., 1998).

In Sardegna, benché siano presenti numerosi stagni costieri le ricerche di tipo ecologico sono concentrate verso quelli di notevole dimensione che generalmente, per via dell'attività di pesca, hanno maggior rilevanza anche da un punto di vista economico (Sechi, 1983; Rossi e Cannas, 1992; Murenu *et al*., 2004). Le informazioni sugli stagni di piccola dimensione, e in particolare su quelli temporanei sono scarse e frammentarie (Cottiglia *et al*., 1968; Serra, 1977; de Miranda *et al*., 2002).

Sa Marigosa, un bacino retrodunale iperalino situato nella costa nord-occidentale della penisola del Sinis (Sardegna Centro-Occidentale), è un sistema temporaneo caratterizzato da un ambiente estremamente variabile. In questo sistema ad ogni ciclo idrologico corrispondono estreme modificazioni dell'ambiente fisico-chimico e biotico. Le condizioni di stress ambientale inducono cambiamenti qualitativi e quantitativi nella struttura della comunità, che possono essere evidenziati analizzando la diversità (Hawkings *et al*., 1994) o utilizzando tecniche multivariate, per determinare le relazioni tra le associazioni biologiche e i fattori ambientali (Rodríguez e Magnan, 1995; Ter Braak e Verdonschot, 1995).

In questo lavoro, si descrive l'evoluzione delle comunità planctoniche in relazione alle caratteristiche chimico-fisiche dello Stagno di Sa Marigosa di due sta-

gioni idrologiche. L'applicazione di tecniche multivariate, nello studio dei sistemi iperalini, è il primo esempio per gli stagni sardi e offre un approccio metodologico che può essere applicato alle altre realtà isolane ancora inesplorate.

Materiali e metodi

Nei periodi più piovosi lo stagno di Sa Marigosa raggiunge la profondità massima di circa un metro, mentre la superficie totale è circa 0.25 km^2 che si riduce a 0.06 km^2 nel periodo più arido (Frau, 1989).

Mensilmente, dopo la stagione secca, sono stati effettuati i rilievi dei principali parametri chimico-fisici e della componente planctonica. Le indagini *sono* state ripetute in due *time* di campionamento (1 e 2), che corrispondono rispettivamente a due cicli idrologici della stessa durata (rispettivamente gennaio-agosto 2000 e ottobre 2000-maggio 2001), e in tre stazioni scelte lungo l'asse trasversale dello stagno (Fig. 1).

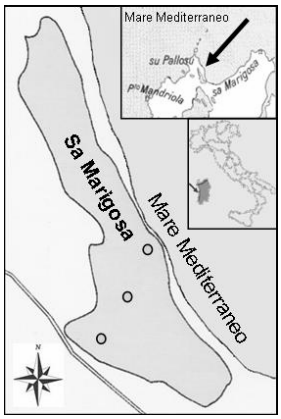


Fig. 1 - Area di studio e stazioni di campionamento.
Study area and sampling stations.

I campionamenti dei parametri chimico-fisici sono stati effettuati utilizzando la sonda multiparametrica Hydrolab Data Sonde 3 registrando i dati di pH, salinità, ossigeno in percentuale di saturazione e temperatura dell'acqua.

Per le analisi dei nutrienti (ammoniaca, nitriti, ortofosfati, silicati) e della clorofilla sono stati raccolti campioni d'acqua, conservati opportunamente e analizzati in laboratorio secondo le metodiche riportate rispettivamente in Catalano *et al.* (1990a), in Ribera D'Alcalà *et al.* (1990), in Saggiomo *et al.* (1990), in Catalano *et al.* (1990b) ed in Lazzara *et al.* (1990).

Per la componente biologica, i campioni di fitoplancton, raccolti immergendo una bottiglia di Ruttner modificata, e i campioni di zooplancton, raccolti con un retino da 200 μm, sono stati fissati immediatamente con formalina neutralizzata rispettivamente al 2-3% (Zingone *et al.*, 1990) e al 4% (Zunini Sertorio, 1990a).

La determinazione tassonomica è stata effettuata, con l'ausilio di un microscopio invertito a contrasto di fase secondo la metodologia di Utermöhl (Zingone *et al.*, 1990) per il fitoplancton e dello stereomicroscopio (Zunini Sertorio, 1990b) per lo zooplancton, fino al livello di specie ove possibile.

Le analisi statistiche sono state effettuate trattando opportunamente i dati raccolti e utilizzando il pacchetto Primer (Clarke e Warwick, 2001).

Risultati

In totale, nei due *time* di campionamento, sono stati rinvenuti 29 taxa di fitoplancton e 4 di zooplancton (Tab. 1).

Tab. 1 - Taxa fito e zooplanctonici rinvenuti nello stagno di Sa Marigosa.
Phytoplanktonic and zooplanktonic taxa found in Sa Marigosa pound.

FITOPLANCTON

CLASSE	Specie
BACILLARIOPHYCEAE	*Achnanthes* sp.
	Amphora sp.
	Amphora veneta
	Cyclotella sp.
	Cylindrotheca closterium
	Cylindrotheca sp.
	Diploneis sp.
	Grammatophora sp.
	Melosira sp.
	Navicula spp.
	Nitzschia sigma
	Nitzschia spp.
	Pleurosigma sp.
	Rhizosolenia sp.
	Skeletonema sp.
	Stauroneis sp.
	Thalassiosira sp.
CHRYISOPHYCEAE	*Anacanthoica* sp.
CYANOPHYCEAE	*Lyngbya* sp.
	Oscillatoria spp.
	Synechococcus sp.
	Synechocystis sp.
DINOPHYCEAE	*Gymnodinium* sp.
	Gyrodinium sp.
	Peridinium sp.
	Prorocentrum sp.
	Prorocentrum micans
	Prorocentrum minimum
PHYTOMASTIGOPHORA	Coccolithophorida nd.

ZOOPLANCTON

CLASSE	Specie
COPEPODA	*Paronychocampus nanus*
NEMATODA	Nematoda nd
OSTRACODA	*Cyprideis litoralis*
BRANCHIOPODA	*Artemia salina*

Le elaborazioni effettuate, mediando per ogni *time* i dati di abbondanza dei taxa fitoplanctonici rilevati nelle tre stazioni, evidenziano tre cluster. Per ogni gruppo, utilizzando la metodica SIMPER, sono stati identificati i taxa che contribuiscono alle differenze: il primo cluster corrisponde all'unico taxa ritrovato nel settimo mese del *time* 1, *Prorocentrum* sp.; nel secondo (ultimo mese del *time* 1 e primo mese del *time* 2) la comunità fitoplanctonica è dominata da cianoficee quali *Oscillatoria* sp., *Synechocystis* sp. e *Synechococcus* sp. Le densità massime raggiunte dalle cianofite nei due periodi sono tuttavia molto differenti, passando da un massimo di $6{,}8\times10^5$ cell l^{-1} ad agosto del primo ciclo fino a 2.7×10^6 cell l^{-1} ad ottobre del secondo ciclo. Nel terzo cluster (vi fanno parte tutti i restanti mesi) si rinvengono soprattutto diatomee (*Navicula* sp., *Thalassiosira* sp., *Cyclotella* sp., *Amphora* sp., *Cylindrotheca closterium*), alcuni dinoflagellati (*Gymnodinium* sp., *Prorocentrum* sp., Peridinium sp.) e coccolitoforidi.

La correlazione per Ranghi di Spearman effettuata tra i parametri chimico-fisici e i taxa nel primo *time* mostra un relazione positiva ($p<0.05$) tra i valori di salinità e le cianoficee e, in entrambi i *time*, una relazione positiva tra i taxa dominanti (diatomee, dinoflagellati, coccolitoforidi) e i nutrienti, il pH, la temperatura dell'acqua. La variazione dei parametri ambientali sembra avere una forte influenza nell'evoluzione della comunità fitoplanctonica.

Considerando la comunità zooplanctonica si evidenzia un cluster in cui vi è una netta dominanza dell'*Artemia salina* (quasi tutto il *time* 1 e i primi 4 mesi del *time* 2) e un gruppo in cui dominano maggiormente *Paronychocampus nanus* e *Cyprideis litoralis* (ultimi quattro mesi del *time* 2).

Nel *time* 1 l'evoluzione della comunità è correlata in modo significativo ($p<0.05$) alla salinità che influenza negativamente l'abbondanza dell' *A. Salina* e positivamente *P. nanus*. Nel *time* 2, invece, si rinvengono correlazioni significativamente positive tra la temperatura e sia i Copepodi sia gli Ostracodi. Ovviamente in entrambi i *time* si evidenziano correlazioni significative tra classi di fitoplancton e clorofilla *a* (Tab. 2).

Tab. 2 - Indici di correlazione tra le abbondanze planctoniche e i principali parametri chimico-fisici. *Spearman rank correlation among plankton abundances and physico-chemical parameters.*

	Specie	Ammoniaca	Nitriti	Ortofosfati	Silicati	Salinità	pH	T acqua
TIME 1	*Anacanthoica sp.*		0.89					
	Coccolitophorida nd.			0.73				
	Achnanthes sp.	0.73		0.75				
	Amphora sp.			0.96				0.82
	Nitzschia spp.	-0.82			-0.73			
	Pleurosigma sp.		-0.81					
	Rhizosolenia sp.		-0.84					0.89
	Oscillatoria sp.					0.70		
	Synechococcus sp					0.76		
	Synechocystis sp.					0.76		
	Gymnodinium sp.		-0.85				0.90	
	Gyrodinium sp.							0.80
	Peridinium sp.					-0.79		
	Artemia salina					-0.83		
TIME 2	*Ciclotella sp.*	0.80			-0.70	-0.82	0.92	-0.81
	Melosira sp.	0.87					0.80	
	Navicula spp.							-0.92
	Rhizosolenia sp.			0.73				
	Oscillatoria sp.			-0.84				

Applicando la correlazione di Pearson tra i dati di abbondanza del primo e del secondo Time gli unici valori statisticamente significativi ($P< 0.05$) sono stati riscontrati tra le popolazioni di adulti di *Artemia salina* (0.86) e le popolazioni di *Paronychocampus nanus* (0.99).

Conclusioni

I risultati ottenuti per lo stagno di Sa Marigosa confermano quanto suggerito da Garcìa *et al.* (1997) per un altro sistema astatico del Mediterraneo Occidentale. Nel *time* più asciutto (*time* 1), le variazioni di salinità sono così elevate da influenzare negativamente la presenza e la dominanza dei taxa zooplanctonici. Lo stesso fattore influenza positivamente la presenza di specie fitoplanctoniche alotolleranti (*Oscillatoria* sp., *Synechocystis* sp. e *Synechococcus* sp.) che, come dimostrano gli elevati valori di clorofilla *a*, potrebbero contribuire significativamente alla produzione primaria.

In entrambi i *time*, inoltre, nel periodo iniziale esiste una chiara relazione tra l'abbondanza di nutrienti (dovuta alle abbondanti precipitazioni di questi mesi) e la densità della componente fitoplanctonica che risulta sempre massima.

Tra i due *time* valori di densità, sia di *A. salina,* sia di *P. nanus,* sono altamente correlati a significare la periodicità del ciclo biologico di queste specie.

L'evoluzione dei popolamenti planctonici di Sa Marigosa, benché segua una certa regolarità stagionale è comunque influenzata dal bilancio idrico e dal cambiamento stagionale.

Bibliografia

CATALANO G., RIBERA D'ALCALÀ M., SAGGIOMO V. (1990a) - Ammoniaca. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D., Ribera D'Alcalà M. (eds), Manuale di Metodi per lo Studio del Plancton. *Nova Thalassia,* **11**: 151-160.

CATALANO G., RIBERA D'ALCALÀ M., SAGGIOMO V. (1990b) - Silicati. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D., Ribera D'Alcalà M. (eds), Manuale di Metodi per lo Studio del Plancton. *Nova Thalassia,* **11**: 161-170.

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (2001) – *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2nd Ed. PRIMER-E, Plymouth.

COTTIGLIA M., TAGLIASACCHI MASALA M.L. (1968) - Ricerche ecologiche in alcuni stagni della Sardegna meridionale (S. Forzorio, Simbirizzi, Maracalagonis). *Rend. Sem. Fac. di Sc. Univ. Cagliari*, **38**.

DE MIRANDA M.A., GAVIANO M., SERRA E. (2002) - Microfitocenosi planctoniche in un ambiente astatico della Sardegna Meridionale. *Rend. Sem. Fac. di Sc. Univ. Cagliari*, **72** (2): 19-28.

FRAU F. (1989) - *Le zone umide della Sardegna*. Studiograf Editrice, Cagliari: 161 pp.

GARCÌA C.M., GRACÌA-RUIZ R., RENDÒN M., NIELL F.X., LUCENA J. (1997) - Hydrological cycle and interannual variability of the aquatic community in a temporary saline lake (Fuente de Piedra, Southern Spain). *Hydrobiologia*, **345**: 131-141.

HAWKINS S.J., PROUD S.V., SPENCE S.K., SOUTHWARD A.J. (1994) - From the individual to the community and beyond: Water quality, stress indicators and key species in coastal ecosystems. In: Sutcliffe D.W. (ed), Water Quality and Stress Indicators in Marine and Freshwater Systems: Linking Levels of Organisation. *Freshwater Biological Association Special Publications*, U.K.: 35-62.

LAZZARA L., BIANCHI F., FALCUCCI M., HULL V., MODIGH M., RIBERA D'ALCALÀ M. (1990) - Pigmenti clorofilliani. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D., Ribera D'Alcalà M. (eds), Manuale di Metodi per lo Studio del Plancton. *Nova Thalassia,* **11**: 207-223.

LOPEZ-GONZALES P.J., GUERRERO F., CASTRO M.C. (1998) - Seasonal fluctuations in the plankton community in a hypersaline temporary lake (Honda, Southern Spain). *International Journal of Salt Lake Research*, **6**: 353-371.

MURENU M., OLITA A., SABATINI A., FOLLESA M.C., CAU A. (2004) - Dystrophy effects on the *Liza ramada* (Risso, 1826) (Pisces, Mugilidae) population in the Cabras lagoon (Central-Western Sardinia). *Chemistry and Ecology*, **20** (Suppl. 1): 425-433.

RIBERA D'ALCALÀ M., CATALANO G., SAGGIOMO V. (1990) - Nitriti. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D., Ribera D'Alcalà M. (eds), Manuale di Metodi per lo Studio del Plancton. *Nova Thalassia*, **11**: 133-138.

RODRÍGUEZ M.A., MAGNAN P. (1995) - Application of multivariate analyses in studies of the organization and structure of fish and invertebrate communities. *Aquat. Sci*., **57**: 199-216.

ROSSI R., CANNAS A. (1992) - Gli stagni sardi dalla pesca tradizionale all'uso di nuove tecnologie. *Oebalia*, **2** (Suppl. 17): 1-10.

SAGGIOMO V., CATALANO G., RIBERA D'ALCALÀ M. (1990) - Ortofosfati. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D., Ribera D'Alcalà M. (eds), Manuale di Metodi per lo Studio del Plancton. *Nova Thalassia,* **11**: 123-132.

SCHALLENBERG M., HALL, C.J., BURNS C.W. (2003) - Consequences of climate-induced salinity increases on zooplankton abundance and diversity in coastal lakes. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **251**: 181-189.

SECHI N. (1983) - Lo stato trofico e le condizioni ambientali dei laghi e degli stagni costieri delta Sardegna. *Memorie della Società Geografica Italiana*, **33**: 373-383.

SERRA E. (1977) - Modificazioni biocenotiche in stagni continentali sardi a seguito dell'interruzione e successiva ricomparsa dell'astaticità. *Rend. Sem. Fac. di Sc. Univ. Cagliari*, **47** (1-2): 127-144.

TER BRAAK C.J.F., VERDONSCHOT P.F.M. (1995) - Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquat. Sci*., **57**: 255–289.

ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990) - Fitoplancton. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D., Ribera D'Alcalà M. (eds), Manuale di Metodi per lo Studio del Plancton. *Nova Thalassia,* **11**: 183-198.

ZUNINI SERTORIO T. (1990a) - Campionamento dello zooplancton. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D., Ribera D'Alcalà M. (eds), Manuale di Metodi per lo Studio del Plancton. *Nova Thalassia,* **11**: 265-275.

ZUNINI SERTORIO T. (1990b) - Stima della densità zooplanctonica. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D., Ribera D'Alcalà M. (eds), Manuale di Metodi per lo Studio del Plancton. *Nova Thalassia*, **11**: 285-288.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 989-993

M.G. Giacobbe, M. Vila[1], M. Masò[1], E. Garcés[1], A. Luglié[2], N. Sechi[2], E. Gangemi, M. Galletta, V. Grasso, O. Gotsis-Skretas[3], L. Ignatiades[3]

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, IAMC-CNR,
Via San Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.
mariagrazia.giacobbe@iamc.cnr.it
[1]Institut de Ciències del Mar, ICM-CSIC, Barcelona. Spagna.
[2]Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Università di Sassari, Italia.
[3]National Centre for Marine Research, Atene, Grecia.

LA DIFFUSIONE DEL GENERE *ALEXANDRIUM* (DINOPHYCEAE) NELLE ACQUE COSTIERE MEDITERRANEE È CORRELATA ALLE ATTIVITÀ UMANE?

IS THE SPREADING OF THE GENUS ALEXANDRIUM *(DINOPHYCEAE) IN MEDITERRANEAN COASTAL WATERS RELATED TO HUMAN ACTIVITIES?*

Abstract

The spreading of the dinoflagellates Alexandrium *spp. in Mediterranean coastal waters, as well as the possible relationships with water trophic status and anthropic influence, were studied in the framework of a recent European project. Extensive monitoring, carried out along the coast of Spain (Catalonia and Balearic Islands), Greece (Aegean regions) and Italy (Sardinia and Sicily), indicated that the major HAB (Harmful Algal Blooms) problems are in the Catalan area which is characterized by the highest nutrient load and marked human intervention along the coast.*

Key-words*: Harmful Algal Blooms, Dinoflagellates,* Alexandrium*, Mediterranean Sea, anthropogenic factors.*

Introduzione

Negli ultimi anni, l'espansione di fioriture di fitoplancton dannose e le loro conseguenze negative sono diventate un problema chiave in tutto il mondo. Se prima solo poche regioni erano colpite in località sparse, adesso numerose aree costiere sono a rischio. Le fioriture di fitoplancton nocivo (*Harmful Algal Blooms*, HAB) hanno richiamato un notevole interesse scientifico e pubblico per diverse ragioni, fra le quali la consapevolezza del loro impatto negativo sulle attività economiche legate al mare (maricoltura, pesca, turismo), ma anche sulla biodiversità, e sulla salute dell'ecosistema marino. Il numero di fioriture tossiche, le conseguenti perdite economiche, le risorse colpite e il numero di tossine e di specie tossiche sono aumentate notevolmente. Le possibili spiegazioni per tale espansione includono: 1) la dispersione di specie attraverso meccanismi naturali; 2) l'arricchimento delle acque costiere in nutrienti attraverso attività dell'uomo, e la conseguente proliferazione di fitoplancton nocivo; 3) le incrementate attività d'acquacoltura; 4) il trasporto e la dispersione di specie esotiche attraverso acque di zavorra delle navi o mediante il trasferimento di stock di molluschi bivalvi; 5) i cambiamenti climatici; 6) le perfezionate capacità analitiche, che portano alla scoperta di nuove tossine ed eventi tossici (per es. Hallegraeff, 1993).

In questo studio, è stata esaminata la diffusione di diverse specie di *Alexandrium* in aree costiere Mediterranee in relazione allo stato trofico delle acque e all'influenza antropica.

Materiali e metodi

Nel contesto del progetto europeo STRATEGY (EVK3-CT-2001-00046) sono state esaminate problematiche concernenti il fitoplancton nocivo in diverse località Mediterranee: Spagna (Catalonia e Baleari), Grecia (regioni Egee) e Italia (Sardegna e Sicilia), negli anni 2002 e 2003. Lo studio ha previsto il campionamento di un certo numero di stazioni nelle diverse aree mediterranee - porti, baie e lagune (Tab. 1). I campionamenti sono stati effettuati da due a più volte al mese (marzo-settembre) in aree portuali e a maggiore frequenza estiva in zone soggette ad alta pressione turistica.

Tab. 1 - Distribuzione di *Alexandrium* spp. nelle aree Mediterranee target. + Presenza; ++ Fioritura; +++ Fioritura ad elevata biomassa e colorazione delle acque.
Distribution of Alexandrium *spp. in target Mediterranean areas. + Presence; ++ Bloom; +++ High-biomass bloom and water discolouration.*

Porti											
SPAGNA	Specie			GRECIA	Specie			ITALIA	Specie		
Catalonia	Ac	Am	At	*Aree Egee*	Ac	Am	At	*Sardegna*	Ac	Am	At
Arenys		+++		Chalkis[3]		+		Olbia	+	+	
Ampuriabrava		+		Drapetsona[1]		+	+	Oristano		+	
Barcelona	+	+		Elefsis[1]		+		Porto Torres		+	
Blanes		+		Kalochori[2]		+		*Sicilia*			
Cambrils	+	++		Kavala[5]		+		Augusta		+	
Estartit	+	++	+	Perama[1]		+		Milazzo		+	
L'Ametlla	+++	+		Skala Oropos[3]		+		Portorosa		+	
L'Ampolla	+	+		Thessaloniki[2]		+		Siracusa, P. Piccolo		++	
Olímpic	+	++		Volos[4]		++		Siracusa, P. Grande		++	
Palamós		+		**Lagune/Aree salmastre**							
Premià		+		Asopos[3]		+		*Sardegna*			
Roses		+		Calastra[2]		+		Santa Giusta		+	
S. Carles	+	+		Karla[4]		+		*Sicilia*			
Torredembarra	+	++		Stadium[1]		+	+	Oliveri, S. Mergolo		+	
Tarragona	+++	+						Oliveri, S. Vecchio		+	
Vilanova	+	++						Oliveri, S. Verde		++	
Maiorca											
Porto Petro		++									
Andratx		+									
Baie											
SPAGNA	Specie			GRECIA	Specie			ITALIA	Specie		
Catalonia	Ac	Am	At	*Costa Egea*	Ac	Am	At	*Sicilia*	Ac	Am	At
Castell			++	Aghialos[4]		+		Isolabella,Taormina		+	+
Castelldefels		+		Alimos[1]		+		Lipari		+	+
Fosca			+++	Gefiri[4]		+		Santa Panagia		+	++
Grau			+	Kavouri[1]		+		Vulcano, Ponente			+++
Llafranc			+	Loutropyrgos[1]		+					
Montgó			++	N. Irakleitsa[3]		+					
Pals			++	Nea Peramos[1]		+					
Platja Estartit			++	Perraia[2]		+	+				
Sa Riera			+	Styra[3]		+					
St. Pol			+++								
Ibiza											
Cala Tarida			++								
Calò des Moro			+								
Talamanca			+								
Maiorca											
Paguera			+++								
Santa Ponça		+	+								

Ac = *A. catenella*, Am = *A. minutum*, At = *A. taylori*.
Golfi della Grecia: [1]Saronikos, [2]Thermaikos, [3]Évoikos, [4]Pagasitikos, [5]Kavala.

In primavera ed estate sono stati inoltre condotti monitoraggi estensivi lungo le coste allo scopo di conoscere la distribuzione di tre specie target di *Alexandrium* (*A. minutum*, *A. catenella*, *A. taylori*).

Le metodiche utilizzate per le analisi del fitoplancton, rilevamento di specie HAB e determinazione dei principali nutrienti sono riportate in dettaglio in Vila *et al.* (2005).

Risultati

Le aree costiere Mediterranee interessate dalla presenza di specie di *Alexandrium* sono riportate in Tab. 1. Le maggiori fioriture (10^6-10^7 cellule/l) sono state rilevate in diverse aree spagnole (Catalonia e Maiorca) e italiane (Sicilia), mentre le località greche hanno mostrato in quasi tutti i casi basse densità di *Alexandrium*.

Le concentrazioni e i rapporti di nutrienti mostrati in Tab. 2 si riferiscono ai valori medi rilevati durante le fioriture/presenza di *Alexandrium* in aree portuali e baie. Questi siti, e in particolar modo i porti, sono apparsi in generale sufficientemente ricchi in nutrienti, specialmente la regione Catalana – interessata pesantemente da HAB (Tabb. 1 e 2). Lì, un elevato carico di nutrienti può essere trovato in aree semichiuse soggette all'influenza d'acqua dolce. Questo è il caso del Porto di Arenys, con marcate fioriture di *Alexandrium minutum* e quantità di azoto inorganico disciolto occasionalmente sino a 900 µM. Ad Arenys, i tempi di residenza dell'acqua e dei nutrienti sono elevati, in relazione ad una scarsa circolazione dovuta alle peculiari caratteristiche topografiche.

Tab. 2 - Concentrazioni di nutrienti, espresse in µM, durante la presenza o fioritura di *Alexandrium* spp. nelle regioni esaminate. M = Media, Ds = Deviazione standard.
Nutrient concentrations, expressed as µM, during the occurrence or blooms of Alexandrium *spp. in the regions examined. M = Mean, Ds = Standard deviation.*

		SPAGNA				GRECIA		ITALIA		
		Catalonia		*Baleari*		*Regioni Egee*		*Sardegna*	*Sicilia*	
Nutrienti		**Porti**	**Baie**	**Porti**	**Baie**	**Porti**	**Baie**	**Porti**	**Porti**	**Baie**
1117 dati totali		*402*	*147*	*9*	*213*	*45*	*40*	*54*	*75*	*132*
DIN	M	36,8	3,23	0,49	1,65	6,08	8,63	7,41	13,2	4,15
	Ds	78,4	2,70	0,33	1,74	7,70	8,15	13,1	9,54	4,44
$N\text{-}NO_3$	M	33,0	1,93	18,3	0,57	4,65	7,30	4,76	10,1	2,81
	Ds	76,2	2,11	53,2	0,96	7,07	7,73	12,2	8,49	4,01
$N\text{-}NH_4$	M	3,5	1,10	0,22	0,99	0,61	1,04	2,39	2,98	1,19
	Ds	8,17	1,08	0,12	1,23	0,19	0,75	4,93	3,96	1,93
$P\text{-}PO_4$	M	0,43	0,31	0,14	0,13	0,12	0,09	0,26	0,75	0,85
	Ds	0,59	0,37	0,18	0,12	0,07	0,04	0,48	0,72	1,64
$Si\text{-}SiO_4$	M	14,9	3,85		1,86	6,99	9,60	12,80	8,74	7,31
	Ds	21,5	4,12		1,88	12,8	13,4	30,6	10,5	3,94
DIN:P	M	127	18,1	33,3	16,4	24,4	42,1	112	13,2	26,4
	Ds	297	25,5	12,5	20,3	29,3	41,3	310	9,54	73,5
Si:DIN	M	0,98	1,68		1,34	0,57	1,02	3,18	42,7	3,74
	Ds	1,57	2,28		0,85	1,22	0,77	5,56	56,3	5,47

Simili condizioni sono state osservate anche in zone portuali della Sicilia (Porto di Siracusa) - ubicate lungo il litorale Ionico e soggette a fioriture della stessa specie, con un'elevate disponibilità di azoto ammoniacale e fosfati di origine urbana. Le acque costiere della regione Catalana - dove negli ultimi 50 anni c'è stato un notevole incremento dell'intervento umano lungo le coste, soprattutto a scopi turistici - e di quella Siciliana, hanno dunque mostrato sia il più alto carico di N e P, che le maggiori fioriture di *Alexandrium.*

Anche la presenza di *A. catenella* in Spagna, per es. a Tarragona e L'Ametlla (Catalonia) ed Italia, Olbia (Sardegna), sembra essere correlata ad attività umane, come la costruzione di nuovi porti - con una localizzazione della specie esclusivamente all'interno di aree portuali (Tab. 1). Queste aree sono soggette ad un numero di stress indotti dall'uomo: attività urbane, turistiche, industriali e di maricoltura (Luglièt *et al.,* 2004).

Infine, in alcune baie soggette a prolungate fioriture ad elevata biomassa di *A. taylori* (Giacobbe *et al.,* 2004; Garcés *et al*., 2005), l'orientamento dei rapporti di nutrienti verso una limitazione da silicati è coinciso con il marcato successo dei dinoflagellati – in particolar modo nel caso di Paguera (Cala Palmira, Maiorca) e La Fosca (SiO_4/DIN=0,73, 69% dei casi di limitazione di SiO_4). Allo stesso modo, le fioriture di *A. minutum* ad Arenys e Siracusa coincidevano con rapporti Si:DIN <1, suggerendo un possibile vantaggio dei dinoflagellati sulle diatomee.

Conclusioni

L'area costiera Mediterranea, specialmente il settore nord-occidentale, sembra essere soggetta ad una crescente eutrofizzazione antropogenica che, insieme a diversi altri fattori, può portare ad importanti eventi di fioriture algali nocive. Nelle acque costiere, infatti, l'input eccessivo di nutrienti, soprattutto azoto, può risultare in una sovrabbondanza di fitoplancton e specie tossiche, come nel caso di *A. minutum* in alcune delle aree esaminate. Questa specie è stata descritta da Smayda e Reynolds (2001) come *life-form* tipo 1, presente in ecosistemi di basso fondale, altamente arricchiti in nutrienti. L'input di nutrienti provenienti da attività umane può anche arrivare in proporzioni che differiscono dai rapporti presenti usualmente in natura, cosicchè la composizione del fitoplancton può essere alterata, a favore di certi gruppi (per es. gruppi HAB). Inoltre, il confinamento verosimilmente gioca un ruolo chiave negli eventi di fioritura di dinoflagellati tossici, evitando la dispersione di cellule e consentendo il mantenimento di uno stock di cisti di resistenza nei sedimenti (Vila *et al*., 2005).

Dunque, oltre agli input di nutrienti che sembrano favorire eventi HAB, altri importanti aspetti dovranno essere considerati in futuri studi, come per es. le caratteristiche idrodinamiche delle aree di studio, la presenza di cisti nei sedimenti, la valutazione degli interventi effettuati sulla costa, per es. in relazione al suo uso ricreativo, e le modifiche alla morfologia costiera che incrementano il numero di aree soggette a stress indotto dall'uomo.

Bibliografia

GARCÉS E., VILA M., MASÓ M., SAMPEDRO N., GIACOBBE M.G., PENNA A. (2005) - Taxon-specific analysis of growth and mortality rates of harmful dinoflagellates estimated by dilution techniques. *Marine Ecology Progress Series*, **301**: 67-79.

GIACOBBE, M.G., PENNA, A., GANGEMI, E., MASÓ M., GARCÉS E., FRAGA, S., BRAVO, I., AZZARO, F., PENNA, N. (2004) - Recurrent high-biomass blooms of *Alexandrium taylorii* (Dinophyceae), a HAB species expanding in the Mediterranean Sea. *Biol. Mar. Medit*., **11** (3): 98.

HALLEGRAEF G.M. (1993) - A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia,* **32**: 79-99.

LUGLIÉ A., GIACOBBE M.G., FIOCCA F., SANNIO A., SECHI N. (2004) - The geographical distribution of *Alexandrium catenella* is extending to Italy! First evidence from the Tyrrhenian Sea. In: Steidinger K.A., Landsberg J.H., Tomas C.R. & Vargo G.A. (eds), *Harmful Algae 2002.* Florida Fish and Wildlife Conservation Commission & IOC of UNESCO: 329-331.

SMAYDA T.J., REYNOLDS C.S. (2001) - Community assembly in marine phytoplankton: application of recent models to harmful dinoflagellate blooms. *J. Plankton Res.,* **1**: 447-461.

VILA M., GIACOBBE M.G., MASÓ M., GANGEMI E, PENNA A., SAMPEDRO A., AZZARO F., CAMP J., GALLUZZI L. (2005) - A comparative study on recurrent blooms of *Alexandrium minutum* in two Mediterranean harbours. *Harmful Algae,* **4**: 673-695.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 994-997

D. Guadagno, M. De Domenico, S. Scarfì, E. De Domenico

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.
edd@unime.it

STRUTTURA SPAZIO-TEMPORALE DELLE COMUNITÀ MICROBICHE IN UN'AREA DEL MAR TIRRENO MERIDIONALE

SPATIO-TEMPORAL STRUCTURE OF MICROBIAL COMMUNITIES IN A SOUTHERN TYRRHENIAN SEA AREA

Abstract

This study was carried out to evaluate the microbial communities structure in a restricted area of Southern Tyrrhenian Sea. Microbial spatio-temporal variability was investigated during Spring 2003, in a small and very interesting sampling area, located between Cape Milazzo and Eolian Islands. Bacterial plate counts in Marine Agar medium and in SWC medium were carried out. Isolates were identified by API 20NE system and by classical identification pathways.

Key-words*: Southern Tyrrhenian Sea, heterotrophic bacteria, temporal variations, spatial variations.*

Introduzione

Nell'ambito dello studio pluriennale sulla distribuzione quantitativa e qualitativa delle comunità microbiche nelle acque pelagiche del Mar Mediterraneo (De Domenico *et al*., 1996), è stata esaminata una ristretta area del Mar Tirreno meridionale. Considerata la sensibilità dei batteri marini al variare delle condizioni ambientali, alcuni parametri batteriologici (numero totale di batteri, conte vitali su terreni di coltura selettivi o misure di attività batterica eterotrofica) possono risultare utili per lo studio dei diversi corpi d'acqua (Rheinheimer e Gocke, 1994; Albright e McCrae, 1987). La presente nota riporta i risultati ottenuti durante la primavera 2003 in tre stazioni campionate tre volte in un intervallo temporale di 5 giorni. Oltre allo specifico interesse per l'analisi temporale dei parametri microbiologici, ulteriore importanza viene data alle caratteristiche dell'area di studio, ecosistema insulare di elevato pregio naturalistico, con una accertata ricchezza qualitativa e quantitativa ai diversi livelli trofici (Bruni *et al*., 1996) e specifiche peculiarità idrologiche legate all'influenza dell'idrodinamismo dello Stretto di Messina (Cortese e De Domenico, 1990; De Domenico *et al*., 1995).

Materiali e metodi

Il campionamento, eseguito a bordo della N/O Universitatis, è stato effettuato il 23, 24 e 27 aprile 2003, in tre stazioni distribuite lungo un transetto costa-largo tra Capo Milazzo e le Isole Eolie (Fig. 1). In ciascuna stazione sono stati raccolti campioni d'acqua nello strato eufotico (0, 10, 20, 30, 50, 75, 100 m) ed a diverse profondità fino al fondo (200, 300, 400, 500, 750 e 1000 m), utilizzando un sistema CTD-Rosette composto da una sonda SeaBird 9/11 plus, con cui sono stati eseguiti profili CTD e da una Rosette allestita con 6 bottiglie Niskin da 6 litri.

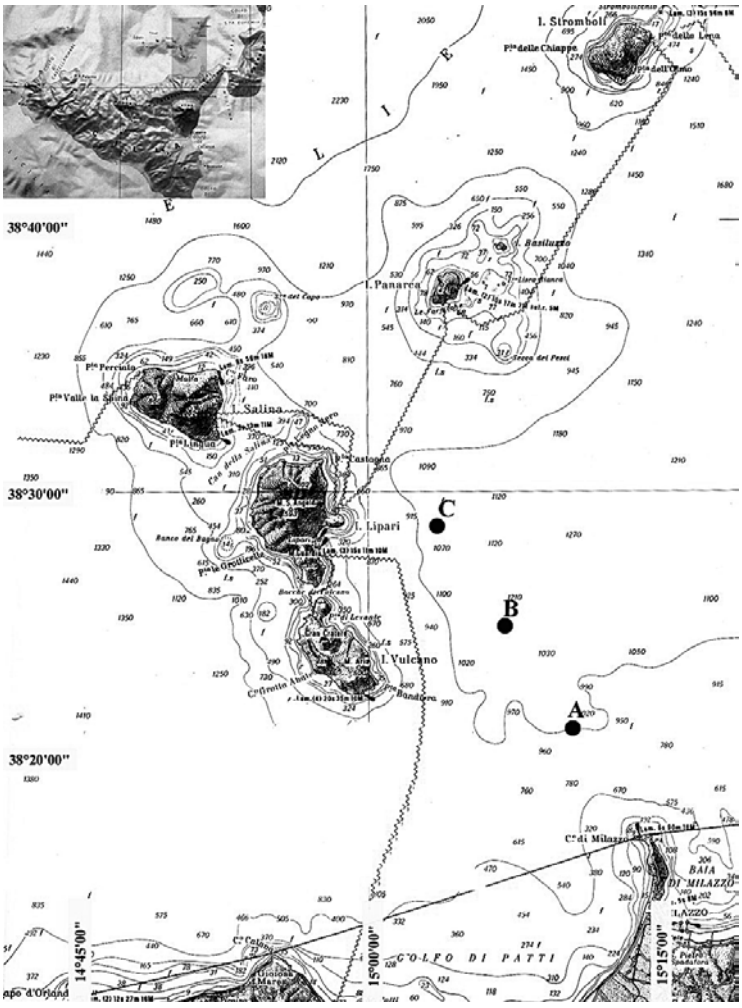


Fig. 1 - Area di campionamento.
Sampling area.

In ogni campione d'acqua è stata valutata la presenza sia di batteri eterotrofi vitali (CV) sul classico terreno Marine Agar (spread plate) sia di batteri luminosi (BL) sul terreno Sea Water Complete (filtri 0,45 μm).

Su 460 ceppi batterici isolati su Marine Agar sono state effettuate analisi morfologiche e fisiologiche (Gram, mobilità, ossidasi, catalasi, MOF); successivamente, in funzione della morfologia di colonia, sono stati selezionati 70 isolati sui quali sono stati effettuati una serie di test biochimici tramite il kit miniaturizzato API 20NE, secondo le metodologie già riportate in precedenza (De Domenico *et al*., 2002, 2005).

Risultati

La carica batterica vitale (CV/MA), confermando la ben nota oligotrofia che caratterizza il Mar Mediterraneo, mostra valori piuttosto modesti, raggiungendo quantità più elevate il giorno 27 nella stazione A ed il giorno 23 nelle stazioni B e C (Tab. 1).

Tab. 1 - Distribuzione quantitativa della carica batterica vitale (CFU/ml) nelle stazioni: A, B, C.
Bacterial quantitative distribution (CFU/ml) in the sampling stations: A, B, C .

Profondità	Stazione								
(m)	A23	A24	A27	B23	B24	B27	C23	C24	C27
0	40	6	15	153	11	15	10	6	1
10	2	5	30	372	1	3	0	5	5
20	0	18	18	332	1	18	21	1	5
30	3	0	30	16	3	1	10	21	15
50	66	3	18	40	5	8	20	0	10
75	0	8	415	65	0	6	12	3	8
100	2	1	5	62	0	3	17	3	13
200	1	1	20	23	3	10	23	8	5
300	5	65	50	25	21	5	187	8	25
400	11	40	38	42	10	71	30	8	8
500	8	60	16	190	45	3	81	5	10
750	-	-	16	-	3	0	1141	3	6
1000	5	3	38	20	1	0	47	0	3

In particolare, nella stazione C sono evidenti, il giorno 23, due picchi a 300 e 750 m che corrispondono (Pulicanò, com. pers.) ad un sensibile incremento nella concentrazione dei nitrati, rispettivamente di 12,49 e 16,45 µmoli/l ($N\text{-}NO_3$).

Tab. 2 - Distribuzione dei batteri luminosi (CFU/100ml) nelle stazioni: A, B, C.
Luminescent bacteria distribution (CFU/100ml) in the sampling stations: A, B, C.

Profondità	Stazioni								
(m)	A23	B23	C23	A24	B24	C24	A27	B27	C27
0									
10									
20									
30									
50									
75	**3**								
100									
200		**1**			**1**			**1**	
300			**3**			**1**	**3**		
400	**10**		**1**			**3**		**1**	**3**
500			**1**						**1**
750									**1**
1000	**4**	**1**	**4**	**4**	**3**	**6**	**15**	**1**	**4**

I risultati del test API 20 NE mostrano, in accordo con i dati presenti in letteratura e con le nostre precedenti indagini, l'attesa ubiquitarietà e predominanza

del genere *Pseudomonas* (40-67%), presente in tutte le stazioni ed in tutti i giorni di campionamento. La maggiore variabilità a livello di genere è stata ottenuta nella stazione A il giorno 27 (*Aeromonas* 8%, *Shewanella* 8%, *Moraxella* 8%, *Agrobacterium* 7%, *Criseomonas* 8%), nelle stazioni B (*Moraxella* 9%, *Flavobacterium* 9%, *Aeromonas* 6%, altro 24%) e C (*Criseomonas* 20%, *Sphingomonas* 20%, *Flavobacterium* 20%) il giorno 23, in corrispondenza dei valori massimi di carica batterica.

In accordo a nostre precedenti ricerche sulla distribuzione dei batteri luminosi in acque pelagiche del Mare Ionio (De Domenico *et al*., 2002, 2005), i batteri luminosi (BL) sono stati riscontrati principalmente tra 400 e 1000 m di profondità (1-15 CFU/100 ml), come evidente in particolare per la stazione C nei tre diversi giorni di campionamento (Tab. 2). La conferma anche per acque pelagiche tirreniche di tale distribuzione "a strati" con i batteri luminosi localizzati solo a talune quote della colonna d'acqua necessita di ulteriori approfondimenti.

Conclusioni

I risultati ottenuti forniscono un contributo ulteriore allo studio delle comunità microbiche in ambiente pelagico del Mar Mediterraneo. Il confronto, attualmente in corso, con i parametri idrologici (proprietà oceanografiche, ossigeno disciolto, clorofilla e sali dell'azoto e del fosforo) raccolti contestualmente servirà a meglio comprendere la variabilità osservata a breve scala temporale. Inoltre è da segnalare, anche per questa zona pelagica, lo studio dei batteri luminosi sulla cui distribuzione, a partire dal 2000, si stanno raccogliendo dati decisamente interessanti. Comunque, ulteriori studi si rendono necessari per comprendere sia il significato ecologico sia le modalità di distribuzione dei batteri luminosi in ambiente pelagico.

Bibliografia

ALBRIGHT L., McCRAE S.K. (1987) - Annual cycle of bacterial specific biovolumes in Howe sound, a canadian west coast fjord sound. *Appl. Env. Microbiol.,* **53**: 2739-2744.

BRUNI V., DE DOMENICO M., GIULIANO L., DE DOMENICO E. (1996) - Ulteriori indagini sul batterioplancton nell'area delle Isole Eolie (Mar Tirreno Meridionale). *Data Report EOCUMM*-95: 147-160.

CORTESE G., DE DOMENICO E. (1990) - Some considerations on the Levantine Intermediate Water distribution in the Straits of Messina. *Boll. Oc. Teor. e Applic.*, **8** (3): 197-207.

DE DOMENICO E., CORTESE G., PULICANÒ G. (1995) - Chemical characteristics of waters in the Straits of Messina. In: Guglielmo L., Manganaro A., De Domenico E. (eds), *The Straits of Messina Ecosystem*: 155-168.

DE DOMENICO M., GIULIANO L., CORTESE G., DE DOMENICO E. (1996) - Distribuzione delle comunità microbiche in relazione con le caratteristiche idrologiche in acque pelagiche del Canale di Sardegna. In: Albertelli G., De Maio A., Piccazzo M. (eds), *Atti 11° Congresso Ass. Ital. Oceanol. Limnol.*, *Sorrento, 26-28 ottobre 1994*: 363-372.

DE DOMENICO M., SCARFÌ S., LEONARDI M., RAFFA F., DE DOMENICO E. (2002) - Variazione temporale delle comunità microbiche in un sito pelagico al largo di Capo Passero (Mare Ionio meridionale). *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 994–997.

DE DOMENICO M., DE LUCA M., GIULIANO L., GUADAGNO D., LO GIUDICE A., LEONARDI M., SCARFÌ S., DE DOMENICO E. (2005) - Ulteriori indagini sulla distribuzione di batteri luminosi in acque pelagiche del Mare Ionio (Mar Mediterraneo). *Biol. Mar. Medit.,* **12** (1): 625-630.

RHEINHEIMER G.,GOCKE K. (1994) - The use of bacteriological variables for the characterization of different water bodies. *Int. Rew. Ges. Hydrobiol.,* **79**: 605-619.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 998-1000

F. Guerrini, C. Silvestri, R. Pistocchi, P. Ciminiello*, C. Dell'Aversano*,
L. Tartaglione*, S. Magno*, E. Fattorusso*, L. Boni

Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali – CIRSA, Università di Bologna,
Via Sant'Alberto, 163 - 48100 Ravenna, Italia.
franca.guerrini@unibo.it
*Dip. Chimica delle Sostanze Naturali, Università degli Studi di Napoli "Federico II", Italia.

EFFETTO DELLA SALINITÀ SULLA CRESCITA, PRODUZIONE E RILASCIO DI YESSOTOSSINE IN *PROTOCERATIUM RETICULATUM*

SALINITY EFFECT ON GROWTH, YESSOTOXIN PRODUCTION AND RELEASE IN PROTOCERATIUM RETICULATUM

Abstract

Protoceratium reticulatum *(Dinophyta) was cultured under different salinity values. It was observed that salinity variation has a weak effect on growth and total amount of YTX production. Furthermore, the results indicate that, at high salinity values, YTX is mostly retained in cells at stationary phase of growth. LC-MS analyses have highlighted that a number of new yessotoxins and isobaric compounds of known derivatives are produced by this dinoflagellate.*

Key-words*: DSP,* Protoceratium reticulatum*, salinity variation, yessotoxins.*

Introduzione

La sindrome DSP da biotossine algali è la più diffusa in Italia dove, lungo le coste dell'Adriatico settentrionale, causa seri problemi economici, sociali e sanitari legati all'importanza dell'area nella produzione di molluschi eduli. In base al test biologico sul topo, fra le varie classi di tossine comprese nel gruppo DSP, vi è il gruppo delle yessotossine (YTXs), la cui tossicità sull'uomo è tuttora controversa.

La scoperta di alte concentrazioni di YTXs nei molluschi eduli del Nord Adriatico risale al 1995 (Ciminiello *et al*., 1997). Osservazioni sul fitoplancton e analisi su colture hanno successivamente dimostrato che l'origine della presenza di YTXs è attribuibile al dinoflagellato *Protoceratium reticulatum* (Claparède e Lachmann) Buetschli (=*Gonyaulax grindley* Reinecke) (Boni *et al*., 2002). Recentemente, lo sviluppo di metodiche che utilizzano l'HPLC-MS per la determinazione della YTX e dei suoi analoghi ci ha permesso di mettere in evidenza un complesso profilo tossicologico di *P. reticulatum*. In particolare, da ceppi isolati nel Nord Adriatico oltre alla YTX sono state evidenziati anche analoghi come la homo-YTX, la 45-OHYTX, la carboxyYTX e la noroxoYTX, che si ritrovano normalmente nei molluschi (Ciminiello *et al*., 2003). In questo studio, è stata effettuata una analisi quali-quantitativa della produzione di YTX e suoi derivati in diverse condizioni di salinità; in modo particolare, è stata valutata la quantità di YTXs intracellulare e quella rilasciata nel terreno di coltura.

Materiali e metodi

Vari ceppi di *P. reticulatum* sono stati isolati negli ultimi 5 anni da campioni

di acqua provenienti dalla costa emiliano-romagnola e mantenuti in coltura in terreno f/10 sterile a 30 psu a 20±1 °C con un ciclo luce/buio di 16:8 h. Gli esperimenti di accrescimento *in vitro* sono stati condotti allestendo colture batch in triplicato a condizioni di salinità di 23, 27, 32, 37 psu partendo da un inoculo di 300 cellule per ml; le alghe sono state raccolte in fase di crescita stazionaria quando il numero raggiunto era di circa 13000 cellule per ml, attraverso una filtrazione (0,45 µm) per gravità per evitare la rottura delle cellule, causando la fuoriuscita delle tossine nel terreno.

I dati sulla presenza di YTXs tramite analisi all' LC-MS sono stati ottenuti sia dalle cellule che dai terreni di coltura secondo il metodo di Ciminiello *et al.* (2003), utilizzando uno spettrometro di massa a triplo quadrupolo API 2000 (Applied Biosystems) dotato di sorgente turbo ion spray e accoppiato ad un sistema HPLC Agilent 1100. È stata utilizzata una colonna Hypersil C8 BDS, 50×2 mm, 3 µm (Phenomenex, CA, USA) ed una fase mobile costituita da: A= H_2O 2 mM formiato d'ammonio B= 95% CH_3CN/H_2O 2 mM formiato d'ammonio; l'eluizione è stata effettuata secondo un gradiente (10-100% B in 10 min; 100% B per 15 min).

Risultati e conclusioni

Le analisi effettuate all'LC-MS su 6 ceppi di *P. reticulatum* isolati negli ultimi 5 anni hanno messo in evidenza che questa specie è in grado di sintetizzare, oltre alle molecole precedentemente descritte (Ciminiello *et al*., 2003), anche la carboxyhomoYTX, la 45-OH homoYTX, e un numero ancora imprecisato di nuovi derivati. Questi dati sono una ulteriore conferma che molti degli analoghi strutturali identificati negli estratti dei molluschi tossici, non derivano da cambiamenti metabolici che avvengono in questi organismi ma sono anch'essi prodotti da *P. reticulatum*.

Tab. 1 - Produzione e rilascio di YTX (pg/cell) da parte di *P. reticulatum* cresciuto in diverse condizioni di salinità e raccolto al termine della fase stazionaria di crescita.
YTX production and release (pg/cell) by P. reticulatum *growth under different salinity conditions and collected at the end of the stationary phase.*

Salinità	cellule/ml	YTX (cellulare) pg/cell	YTX (*medium*) pg/cell	YTX (totale) pg/cell	% rilascio
22‰	8713	7,7±2,1	9,4±1,3	17,1	55
27‰	9298	8,6±1,2	4,5±0,7	13,2	34
32‰	9410	13,3±1,4	5,7±0,7	18,9	30
37‰	11520	9,8±1,6	2,9±0,4	12,7	23

Le variazioni di salinità dal 23 al 37‰ hanno un effetto modesto sulla crescita e sul volume cellulare di *P. reticulatum* (Tab. 1) che, essendo una specie neritica ed eurialina sembra adattarsi molto bene ai cambiamenti. Dai dati ottenuti emerge che la crescita in differenti condizioni di salinità non sembra influenzare in maniera sensibile neanche la produzione totale (cellule + terreno di coltura) di YTX per cellula. Tuttavia *P. reticulatum*, come già osservato da Paz *et al*. (2004),

è in grado di rilasciare attivamente tossine nell'ambiente; la quantità di YTX, da noi misurata, che viene rilasciata nel terreno di coltura varia dal 55 al 23% diminuendo progressivamente all'aumentare della salinità (Tab. 1), di conseguenza i valori più alti di tossina nelle cellule si riscontrano alle salinità maggiori (32, 37 psu), in accordo con i dati mostrati in precedenza (Pistocchi *et al*., 2002).

Bibliografia

BONI L., CEREDI A., GUERRINI F., MILANDRI A., PISTOCCHI R., POLETTI R., POMPEI M. (2002) - *Protoceratium reticulatum* (Peridiniales, Dinophyta) in the North-Western Adriatic Sea (Italy). In: Hallegraeff G.M., Blackburn S.I., Bolch C.J., Lewis R.J. (eds), *Harmful Algae*. Intergov. Oceanogr. Comm., Paris: 137-140.

CIMINIELLO P., DELL'AVERSANO C., FATTORUSSO E., FORINO M., MAGNO S., GUERRINI F., PISTOCCHI R., BONI L. (2003) - Complex yessotoxins profile in *Protoceratium reticulatum* from North-Western Adriatic Sea revealed by LC-MS analysis. *Toxicon*, **42**: 7-14.

CIMINIELLO P., FATTORUSSO E., FORINO M., MAGNO S., POLETTI R., SATAKE M., VIVIANI R., YASUMOTO T. (1997) - Yessotoxin in mussels of the Northern Adriatic Sea. *Toxicon*, **35**: 177-183.

PAZ B., RIOBÓ P., FERNÁNDEZ M.L., FRAGA S., FRANCO J.M. (2004) - Production and release of yessotoxins by the dinoflagellates *Protoceratium reticulatum* and *Lingulodinium polyedrum* in culture. *Toxicon*, **44**: 251-258.

PISTOCCHI R., GUERRINI F., BONI L., MILANDRI A., CEREDI A., POLETTI R., POMPEI M. (2002) - Produzione di yessotossine da parte di un ceppo di *Protoceratium reticulatum* isolato nell'Adriatico nord-occidentale. *Biol. Mar. Medit*., **9**: 430-432.

La ricerca è stata condotta con fondi PRIN 2002 del Ministero per l'Università e la Ricerca Scientifica e Tecnologica (MIUR).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1001-1005

C. Ingarao, S. Capellacci, F. Ricci, N. Penna*, A. Penna

Centro di Biologia Ambientale, Università di Urbino, Viale Trieste, 296 – 61100 Pesaro (PU), Italia.
a.penna@uniurb.it
*Fac. Sc. Ambientali, Università di Urbino, Italia.

DISTRIBUZIONE DEI POPOLAMENTI FITOPLANCTONICI (BACILLARIOPHYCEAE E DINOPHYCEAE) LUNGO LA COSTA PESARESE (NORD-OVEST ADRIATICO) NEL PERIODO 2001-2004

DISTRIBUTION OF PHYTOPLANKTONIC POPULATIONS (BACILLARIOPHYCEAE AND DINOPHYCEAE) ALONG THE COAST OF PESARO (NW ADRIATIC SEA) DURING THE PERIOD 2001-2004

Abstract

*In this study monthly cruises were carried out from November 2001 to November 2004 in four transects along the coast of Pesaro (NW Adriatic Sea). Phytoplanktonic populations (Bacillariophyceae and Dinophyceae), chemical-physical parameters and eutrophic factors were analysed to localize eutrophic and bloom events. Phytoplankton community was often dominated by diatoms. Bacillariophyceae blooms occurred in February 2002 and 2004 (*Skeletonema costatum*) and May 2002 (*Chaetoceros *spp.*); Dinophyceae blooms occurred in autumn periods.*

Key-words: *Adriatic Sea, coastal monitoring, eutrophication, phytoplankton.*

Introduzione

In Adriatico Settentrionale la biomassa fitoplanctonica e la produzione primaria sono influenzate dalla variabilità idrologica a scala sia spaziale che temporale. Le comunità fitoplanctoniche risentono degli apporti fluviali e sono pertanto influenzate dalla disponibilità di nutrienti (Bernardi Aubry *et al*., 2002). In questo studio sono state analizzate le comunità fitoplanctoniche (Bacillariophyceae e Dinophyceae) ed i parametri ambientali nell'area costiera di Pesaro durante un monitoraggio triennale (2001–2004) allo scopo di valutare i relativi contributi delle variabili ambientali sulla distribuzione spaziale e temporale dei popolamenti fitoplanctonici.

Materiali e metodi

Il programma di monitoraggio triennale è stato condotto mensilmente nel periodo compreso tra novembre 2001 e novembre 2004 lungo 4 stazioni paralleli alla costa: Marotta (13°08.25 E; 43°46.68 N) Fano (13°01.41 E; 43°51.23 N), Pesaro (12°53.87 E; 43°55.86 N), Gabicce (12°50.51 E; 43°57.51 N), Fig. 1. Per ogni stazione di campionamento sono stati effettuati prelievi di campioni di acqua di mare raccolti a 0.5 m dalla superficie. I parametri fisico-chimici (profondità, temperatura, salinità, ossigeno disciolto e pH) sono stati misurati con sonda multiparametrica (Ocean Seven Mod. 316/319 CTD). La trasparenza è stata rilevata mediante utilizzo di Disco Secchi. Sono stati inoltre prelevati, per ogni stazione, campioni di acqua per lo studio del fitoplancton totale (conta mediante metodo di Utermöhl; 1958) e per le analisi dei nutrienti (nitriti, nitrati, ammoniaca, sili-

cati, ortofosfati e fosforo totale) e clorofilla "*a*" (chl "*a*"). Tali analisi sono state effettuate secondo le metodiche standard (Strikland e Parsons, 1972). In particolari condizioni di eutrofia, infine, sono stati effettuati prelievi di acqua di mare mediante l'uso del retino da fitoplancton (maglia 10 μm) lungo la colonna d'acqua. I campioni sono stati fissati in formalina allo 0.8% (Zingone *et al*., 1990) ed analizzati al microscopio ottico per poter meglio identificare i generi che caratterizzavano la fioritura stessa.

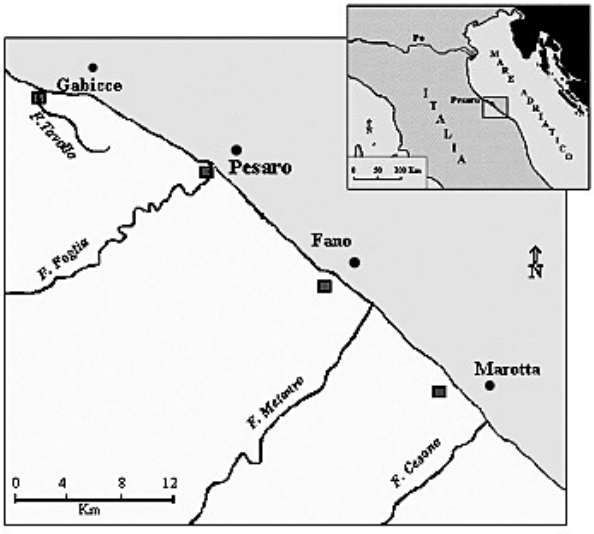


Fig. 1 - Area di ricerca.
Research area.

Risultati

I picchi massimi di fioritura di Bacillariophyceae sono stati quelli appartenenti al genere *Skeletonema* e *Chaetoceros*, rispettivamente con 50.9×10^6 cellule/L di *S. costatum* nel mese di febbraio 2004 e 18.2×10^6 cellule/L di *Chaetoceros* spp. nel mese di maggio 2002; mentre, il picco massimo di fioritura appartenente al genere *Gonyaulax* si è verificato nel mese di ottobre 2002 con 4.2×10^6 cellule/L (Fig. 2a). Dal confronto tra le abbondanze cellulari di Bacillariophyceae e Dinophyceae è risultato che la stazione con il maggior numero di cellule totali per litro (dato dalla somma dei generi più rappresentativi) nei tre anni di monitoraggio è stata la stazione Fano con 3.6×10^7 cellule/L (Fig. 2b). I generi più abbondanti di Bacillariophyceae e Dinophyceae sono stati rispettivamente *Skeletonema* spp. e *Gonyaulax* spp. in tutte le stazioni di campionamento (Fig 3a). Le Bacillariophyceae sono risultate mediamente le più abbondanti con un contributo pari a 89.5% (Fig. 3b). Le temperature superficiali hanno seguito un andamento stagionale, crescente nei mesi estivi (valore medio di 28±1 °C) e decrescente nei mesi invernali (valore medio di 7±1 °C). I valori di salinità sono stati fortemente influenzati dal regime dei fiumi locali e soprattutto dal fiume Po. Forti diminuzioni di salinità si sono verificate nel mese di febbraio 2002 (27.2 psu), maggio 2002 (24.7 psu), febbraio

2003 (25.3 psu) e febbraio 2004 (23.6 psu), coincidenti con i fenomeni di fioriture più eclatanti. I valori medi di portata del fiume Po rilevati a Pontelagoscuro (FE) nel 2002, 2003 e 2004 sono stati rispettivamente di 1871.40 mc/sec nel 2002, 1470.35 mc/sec nel 2003 e 1169.69 mc/sec nel 2004. I valori di pH, che in media si aggirano sulla nostra costa a 8.1–8.3, sono stati influenzati dai bloom algali e da un ricco carico di nutrienti, pertanto, valori di 8.4-8.5, indicano un aumento da associare a tali eventi. L'ossigeno disciolto ha presentato picchi in occasione di fioriture nei mesi di febbraio 2002 (170.75% di saturazione), maggio 2002 (129.49% di saturazione), settembre 2003 (109.42% di saturazione) e febbraio 2004 (127.49% di saturazione). Elevati valori di trasparenza (dai 6-8 metri) si sono verificati soprattutto in primavera-estate. Infine i valori di concentrazione della clorofilla "*a*" e dei nutrienti presenti nelle acque monitorate hanno determinato i seguenti valori medi triennali: 5.2±0.05 μg/L di chl "*a*"; 7.2±0.2 μM di SiO_2; 0.7±0.03 μM di P-tot; 0.2±0.04 μM di PO_4 e 28.1±0.3 μM di DIN.

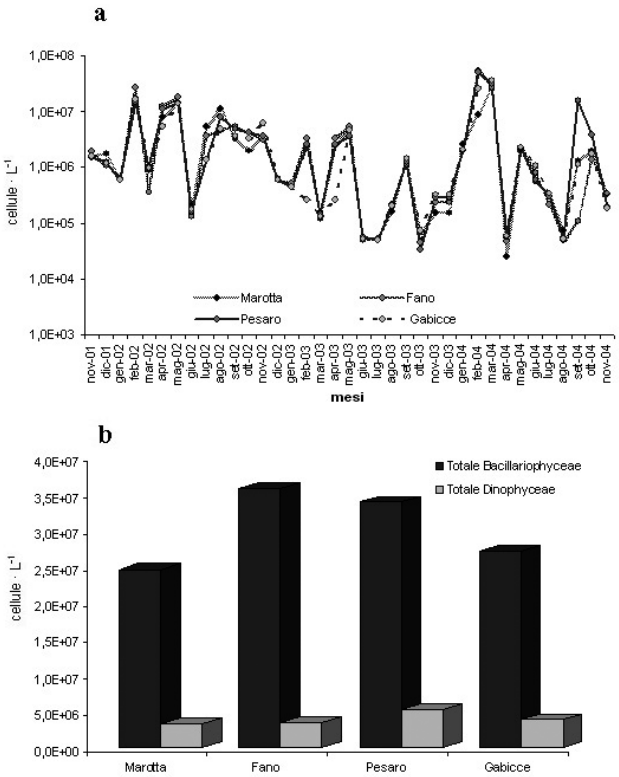


Fig. 2 - a) distribuzione del fitoplancton (Bacillariophyceae e Dinophyceae) in ogni stazione di campionamento nel periodo 2001-2004; b) confronto tra le abbondanze cellulari di Bacillariophyceae e Dinophyceae (Σ dei generi più rappresentativi). I valori rappresentano la media di tre repliche.

a) phytoplankton distribution (Bacillariophyceae and Dinophyceae) of each sampling station during the period 2001-2004; b) comparison between the cellular abundances of Bacillariophyceae and Dinophyceae (Σ of the most representative genera). The values represent the mean of three measurement replicates.

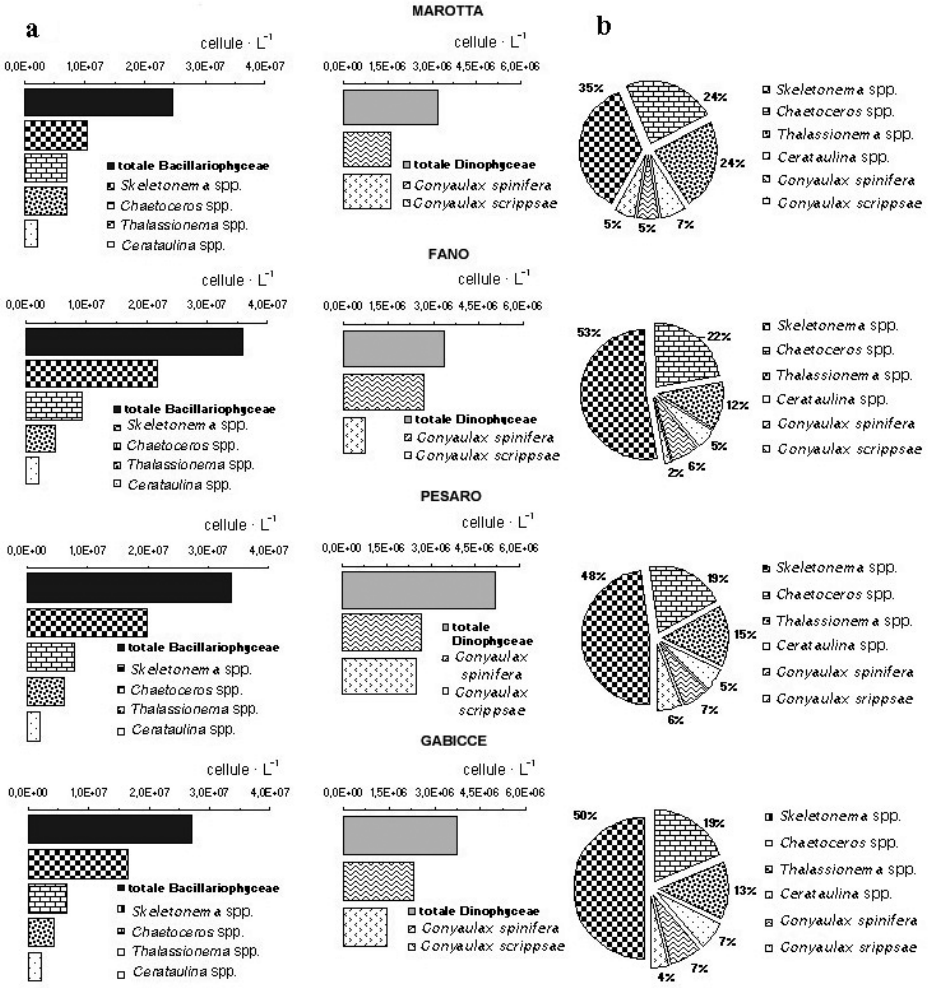


Fig. 3 - a) concentrazione dei generi di Bacillariophyceae e Dinophyceae più abbondanti (valori medi); b) composizione percentuale dei generi più abbondanti (valori medi).
a) concentration of the most abundant genres of Bacillariophyceae and Dinophyceae (mean data); b) percent composition of the most abundant genres (mean data).

Conclusioni

La comunità fitoplanctonica è stata spesso dominata da Bacillariophyceae ad eccezione dei mesi di ottobre 2002, settembre 2003 ed ottobre 2004 in cui si è verificata una periodica comparsa di fioriture appartenenti al genere *Gonyaulax* (Dinophyceae). I valori di concentrazione dei nutrienti presenti nelle acque monitorate sono stati strettamente legati agli apporti stagionali del Po i quali, a loro volta, hanno determinato un abbassamento della salinità, la formazione di feno-

meni di fioriture microalgali e, pertanto, un aumento della clorofilla "*a*", dell'ossigeno disciolto e del pH.

Bibliografia

BERNARDI AUBRY F., ACRI F., BASTIANINI M., BERTON A., BIANCHI F., LAZZARINI A., PUGNETTI A., SOCAL G. (2002) – Variazioni stagionali delle comunità fitoplanctoniche e della produttività primaria in Adriatico Settentrionale (Luglio 1999- Luglio 2000). *Biol. Mar. Medit*., **9** (1): 374-382.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) – A practical handbook of seawater analyses. *Fisheries Research Board of Canada Ottawa*: 45-206.

UTERMÖHL H. (1958) – Zur Vervollkommnug der quantitativen Phytoplankon-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angev. Limnol*., **9**: 1-38, pl. 1.

ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990) - Fitoplancton. *Nova Thalassia*, **11**: 183-198.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1006-1010

A. Karuza, P. Del Negro*

Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica Sperimentale - O.G.S.,
Via A. Piccard, 54 - 34010 Trieste, Italia
akaruza@ogs.trieste.it

VIRIOPLANCTON NEL GOLFO DI TRIESTE

VIRIOPLANKTON IN THE GULF OF TRIESTE

Abstract

Viruses represent the smallest and the most abundant biological entities in the marine environments. In the present study we reported the temporal (2000-2004) variability of VLP abundances along the water column in a coastal station (C1) of the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). The viral abundance variations ranged by over three orders of magnitude in the 4 depth sampled reaching the maximum value of 3.5×10^{8} mL^{-1}. Virus-to-Bacterium Ratio (VBR) over this five years survey have also been evaluated. The highest VBR index resulted in the period preceding mucilage event occurred in June 2000. Although this study concerns only the static picture of virioplankton abundance and its numerical relationship with bacterial one, it represents the first continuous long time data series in the Adriatic Sea and could be used as the basic knowledge of seasonal fluctuations and virus-host densities for pianification of further researches.

Key-words: *viruses, bacteria, Northern Adriatic Sea, mucilage.*

Introduzione

I virus sono le entità biologiche più rappresentate nell'ambiente planctonico (Bergh *et al*., 1989; Noble e Fuhrman, 2000; Steward *et al*., 1996; Wommack e Colwell, 2000) con abbondanze solitamente più elevate in superficie e decrescenti con la profondità (Weinbauer, 2004). La loro densità, soggetta a variazioni stagionali di circa 2 ordini di grandezza, risulta significativamente influenzata dalla presenza dei batteri (Wommack e Colwell, 2000), loro ospiti preferenziali. Diversi studi hanno dimostrato, infatti, la prevalenza numerica dei batteriofagi all'interno del virioplancton (Cochlan *et al*., 1993; Hara *et al*., 1996; Jiang e Paul, 1994; Weinbauer *et al*., 1995).

In Adriatico, bacino caratterizzato da una serie storica di dati relativi alla componente planctonica, lo studio dei virus è stato eseguito in modo sporadico e puntiforme (Stopar *et al*., 2003; Weinbauer *et al*., 1993), o comunque su scale temporali molto limitate (Bensi *et al*., 2003; Corinaldesi *et al*., 2003; Weinbauer e Peduzzi, 1994, 1995).

Il presente studio, seppur non fornendo informazioni sull'infettività, dà una descrizione delle abbondanze virali lungo il profilo verticale di una stazione costiera del Golfo di Trieste per 5 anni consecutivi. Insieme ai dati relativi alle abbondanze batteriche, può costituire la base per gli studi volti all'acquisizione delle conoscenze più approfondite relative alle interazioni tra le componenti del comparto microbico dell'Alto Adriatico, sistema in cui è stata già ipotizzata l'importanza del ruolo che i virus potrebbero svolgere a seconda delle diverse condizioni di trofia (Corinaldesi *et al*., 2003; Weinbauer *et al*., 1993).

Materiali e metodi

I campioni d'acqua sono stati raccolti in superficie (~0.5 m), a 5 m, a 10 m ed al

fondo in una stazione costiera del Golfo di Trieste (C1, 45°42'03''N, 13°42',36'' E), caratterizzata da una profondità media di 17 m, utilizzando una rosetta equipaggiata con bottiglie Niskin da 5 l. Immediatamente dopo la raccolta, i campioni sono stati riposti in contenitori termostatati alla temperatura in situ ±3 °C ed al buio e trasportati in laboratorio nel minor tempo possibile e comunque non oltre 2 ore dal campionamento. La frequenza di campionamento, mensile da gennaio 2000 a giugno 2002, è stata intensificata a partire da luglio 2002 divenendo quindicinale fino a dicembre 2004. Contemporaneamente sono stati rileevati i principali parametri idrologici utilizzando le sonde multiparametriche Idronaut Ocean Seven mod. 316 (gennaio 2000 - settembre 2003) e Seabird 19plus (ottobre 2003 - dicembre 2004).

Aliquote pari a 10 ml di campione sono state fissate con formaldeide (conc. finale 1%), precedentemente filtrata su filtri di porosità pari a 0,02 um (Whatman Anotop), e conservate a 4 °C ed al buio per non più di 7 giorni. Al momento della preparazione del campione per l'analisi microscopica del virioplancton, condotta in microscopia ad epifluorescenza (Olympus BX 60, HBO 100 W), aliquote di campione sono state diluite 1:10 in acqua di mare, prefiltrata su membrane di porosità pari a 0,02 um (Whatman Anotop), e filtrate su membrane in allumina di porosità pari a 0.02 um (Whatman). Le membrane sono state quindi appoggiate su una goccia di SYBR Green I (Noble e Fuhrman, 1998) (conc. finale 50×) e riposte al buio per 15 min. Terminata la colorazione i filtri sono stati montati su vetrino utilizzando una soluzione di montaggio (50% glicerolo, 49% PBS, 0,5% acido ascorbico). I vetrini sono stati conservati a –20 °C fino al momento della lettura avvenuta entro 2 settimane dal campionamento. Per l'analisi della componente batterica è stato seguito il protocollo di Porter e Feig (1980). La stima delle abbondanze virali, espresse come Virus Like Particles (VLP), e batteriche è stata effettuata analizzando 20 campi scelti casualmente ed osservando tre repliche per ogni campione.

Il rapporto tra virus e batteri (Virus to Bacterium Ratio – VBR) è stato calcolato utilizzando i valori di abbondanza integrati lungo la colonna d'acqua.

I dati relativi alle abbondanze virali sono stati corretti per evitare la sottostima dovuta alla conservazione del campione in formaldeide (Wen *et al*., 2004). È stato utilizzato un fattore di conversione pari a 1.34 derivato da una sperimentazione effettuata su campioni dell'alto Adriatico fissati con formalina (conc. finale 1%) ed analizzati dopo 7 giorni dal campionamento.

Risultati

Le abbondanze virali sono risultate comprese tra 1.0×10^5 e 3.5×10^8 VLP ml^{-1} mentre il valore medio ed il valore mediano hanno raggiunto 7.5×10^6 e 5.9×10^6 VLP ml^{-1} (n = 227). Il massimo è stato registrato all'inizio di settembre 2003 alla profondità di 5m mentre il minimo in dicembre 2002 in superficie. La distribuzione lungo la colonna risulta piuttosto omogenea e non sono state evidenziate differenze significative tra le profondità rilevate (CV%=6.4).

Dall'analisi delle distribuzioni annuali, espresse come valore integrato lungo la colonna d'acqua, si evidenzia come il 2000 sia stato caratterizzato da abbondanze relativamente elevate (media = $12.3\pm0.9\times10^6$ VLP ml^{-1}; mediana 12.0×10^6 VLP ml^{-1}; n=11) mentre durante il 2002 il virioplancton è risultato poco rappresentato (media = $4.7\pm0.5\times10^6$ VLP ml^{-1}; mediana 3.4×10^6 VLP ml^{-1}; n=15). Nel

2001 (media = 7.3±0.7×10^6 VLP ml^{-1}; mediana 4.8×10^6 VLP ml^{-1}; n=12), nel 2003 (media = 6.5±0.5×10^6 VLP ml^{-1}; mediana 4.9×10^6 VLP ml^{-1}; n=23) e nel 2004 (media = 7.6±0.4×10^6 VLP ml^{-1}; mediana 6.5×10^6 VLP ml^{-1}; n=23) le abbondanze sono risultate tra loro confrontabili (Fig. 1).

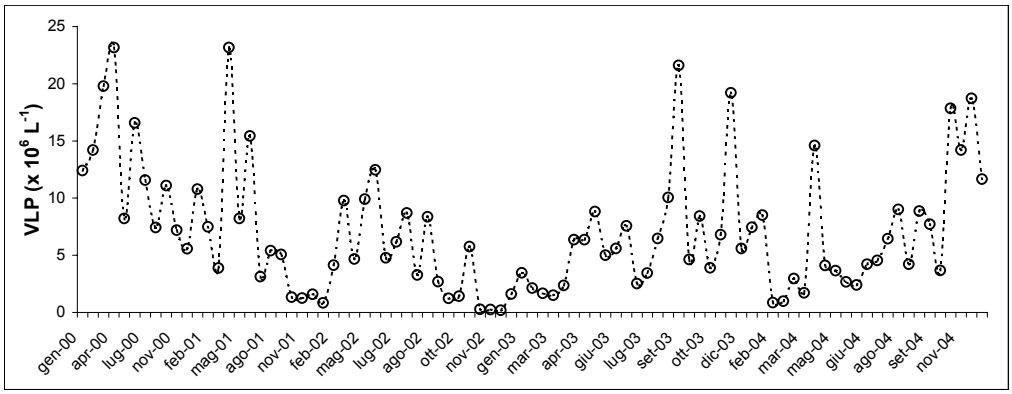


Fig. 1 - Distribuzione temporale delle abbondanze di VLP nel Golfo di Trieste da gennaio 2000 a dicembre 2004.

Temporal distribution of VLP abundances in the Gulf of Trieste from January 2000 to December 2004.

Nonostante la prevalenza numerica dei batteriofagi all'interno del virioplancton, non è stata osservata alcuna correlazione significativa tra le abbondanze batteriche e quelle virali (r di Spearman = –0.06; n=227). Il VBR (Virus to Bacterium Ratio), indice delle relazioni tra virioplancton e batterioplancton, è risultato estremamente variabile essendo compreso (Fig. 2) tra 0.1 e 64.2, valore registrato nel giugno 2000, periodo antecedente la comparsa delle mucillagini. Fatta eccezione per questo massimo assoluto e per un massimo relativo in maggio 2001, precedente ad un

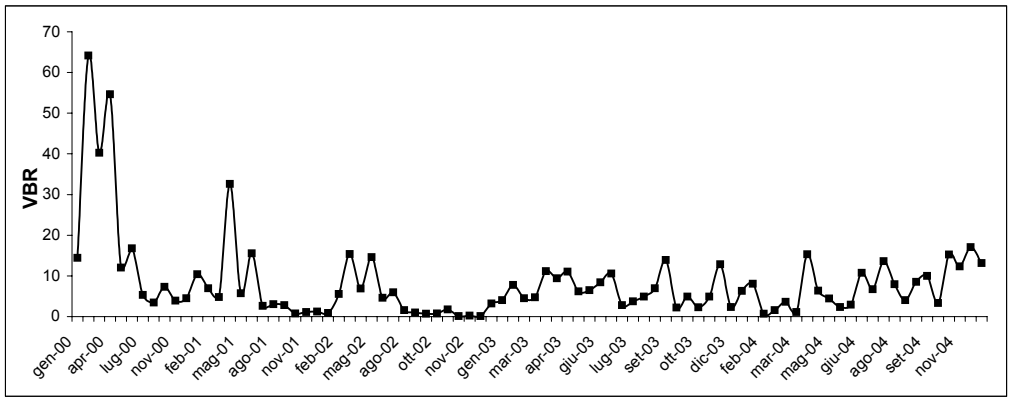


Fig. 2 - Distribuzione temporale del rapporto virus-batteri (VBR) nel Golfo di Trieste da gennaio 2000 a dicembre 2004.

Temporal distribution of VBR index in the Gulf of Trieste from January 2000 to December 2004.

ulteriore comparsa di mucillagini, il VBR non supera il valore di 20 come solitamente rilevato in ambiente marino (Weinbauer, 2004; Wommack e Colwell, 2000).

Nel periodo di studio la temperatura è variata tra 7.0 e 26.4 °C con un valore medio di 16.1±0.7 ed un valore mediano di 16.1. Anche la salinità ha seguito una distribuzione omogenea attorno a valori medi di 37.3±0.45 e di una mediana pari a 37.4.

Conclusioni

I 5 anni di studio hanno confermato l'importanza del virioplancton nelle acque del Golfo di Trieste. I valori di abbondanza si sono attestati su ordini di grandezza analoghi a quanto riportato da Bergh *et al*. (1989), Fuhrman e Suttle (1993), Proctor e Fuhrman (1990) e Steward *et al*. (1996) per altri ecosistemi marini e da Corinaldesi *et al*. (2003) Stopar *et al*. (2003), Weinbauer e Peduzzi (1993) e Weinbauer *et al*. (1993, 2002) per l'Adriatico.

La distribuzione evidenzia una più o meno costante variabilità stagionale che, peraltro, non giustifica l'anomalia rilevata nel 2000 e riconducibile alla comparsa del fenomeno delle mucillagini. In quel periodo è ipotizzabile che una modificazione del circuito microbico (Corinaldesi *et al*., 2003) abbia favorito una veloce proliferazione di virus a ciclo litico.

In questo bacino studi condotti su scale temporali brevi avevano messo in evidenza una correlazione significativa tra virus e batteri (Bensi *et al*., 2004; Stopar *et al*., 2003, Wommack e Colwell, 2000) mentre l'analisi su una più lunga serie di dati dimostra l'assenza di relazioni stabili tra queste due componenti planctoniche.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano P. Ramani, M. Lupieri Marcolin ed A. Bensi per aver contribuito alla realizzazione del presente lavoro e S. Fonda Umani per il continuo supporto scientifico.

Bibliografia

BENSI A., DEL NEGRO P. (2003) - Abbondanze virali nel Golfo di Trieste. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 980-982.

BENSI A., KARUZA A., DEL NEGRO P., FONDA UMANI S. (2004) - Variazioni delle abbondanze batteriche e virali in relazione alla formazione di mucillagini nel Golfo di Trieste (Alto Adriatico). *Biol. Mar. Medit.,* **11** (2): 486-489.

BERGH Ø., BØRSHEIM K.Y., BRATBAK G., HELDAL M. (1989) - High abundance of viruses found in aquatic environments. *Nature,* **340**: 467-468.

COHLAN W.P., WIKNER J., STEWARD G.F., SMITH D.C., AZAM F. (1993) - Spatial distribution of viruses, bacteria, and chlorophyll a in neritic, oceanic and estuarine environments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **92**: 77-87.

CORINALDESI C., CREVATIN E., DEL NEGRO P., MARINI M., RUSSO A., FONDA UMANI S., DANOVARO R. (2003) - Large-scale spatial distribution of virioplankton in the Adriatic sea: testing the trophic state control hypothesis. *Appl. Environ. Microbiol*., **69**: 2664-2673.

FUHRMAN J.A., SUTTLE C.A. (1993) - Viruses in marine planktonic systems. *Oceanography,* **6** (2): 51-63.

HARA S., KOIKE I., TERAUCHI K., KAMIYA H., TANOUE E. (1996) - Abundance of viruses in deep oceanic waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **145**: 269-277.

JIANG S.C., PAUL J.H. (1994) – Seasonal and diel abundance of viruses and occurrence of lysogeny/bacteriocinogeny in the marine environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **104**: 163-172.
NOBLE R.T., FUHRMAN J.A. (1998) - Use of SYBR Green I for rapid epifluorescence counts of marine viruses and bacteria. *Aquat. Microb. Ecol*., **14**: 113-118.
NOBLE R., FUHRMAN J.A. (2000) - Rapid virus production and removal as measured with fluorescently labeled viruses as tracers. *Appl. Environ. Microbiol*., **66** (9): 3790-3797.
PORTER K.G., FEIG Y.S. (1980) - The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanography*, **25**: 943-948.
PROCTOR L.M., FUHRMAN J.A. (1990) – Viral mortality of marine bacteria and cyanobacteria. *Nature,* **343**: 60-62.
STEWARD G.F., SMITH D.C., AZAM F. (1996) - Abundance and production of bacteria and viruses in the Bering and Chukchi Seas. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **131**: 287-300.
STOPAR D., ČERNE A., ŽIGMAN M., POLJŠAK-PRIJATELJ M., TURK V. (2004) - Viral abundance and a high proportion of lysogens suggest that viruses are important members of the microbial community in the Gulf of Trieste. *Microb. Ecol*., **47** (2): 1-8.
WEINBAUER M.G. (2004) - Ecology of prokaryotic viruses. *FEMS Microb. Rev*., **28**: 127-181.
WEINBAUER M.G., FUKS D., PEDUZZI P. (1993) - Distribution of Viruses and Dissolved DNA along a Coastal Trophic Gradient in the Northern Adriatic Sea. *Appl. Environ. Microbiol.,* **59** (12): 4074-4082.
WEINBAUER M.G., FUKS D., PUŠKARIĆ S., PEDUZZI P. (1995) - Diel, seasonal and depth-related variability of viruses and dissolved DNA in the Northern Adriatic Sea. *Microb. Ecol*., **30**: 25-41.
WEINBAUER M.G., PEDUZZI P. (1994) - Frequency, size and distribution of bacteriophages in different marine bacterial morphotypes. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **108**: 11-20.
WEINBAUER M.G., PEDUZZI P. (1995) – Significance of viruses versus heterotrophic nanoflagellates for controlling bacterial abundance in the Northern Adriatic Sea. *J. Plankton Res*., **17** (9): 1851-1856.
WEINBAUER M.G., WINTER C., HÖFLE M.G. (2002) - Reconsidering transmission electron microscopy based estimates of viral infection of bacterioplankton using conversion factors derived from natural communities. *Aquat. Microb. Ecol.*, **27**: 103-110.
WEN K., ORTMANN A.C., SUTTLE C.A. (2004) - Accurate estimation of viral abundance by epifluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.,* **70**: 3862-3867.
WOMMACK K.E., COLWELL R.R. (2000) -Virioplankton: Viruses in aquatic ecosystems. *Microbiol. Mol. Biol. Rev*., **64**: 69-114.

Il presente lavoro è stato svolto nell'ambito del programma di ricerca "Studio dello stato trofico e delle anomalie del sistema Alto Adriatico", finanziato dalla Comunità Europea e dalla Regione Friuli-Venezia Giulia nell'ambito dei progetti INTERREG II e III Italia-Slovenia.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1011-1014

M. Lipizer[1,2], R. Gerin[3,4]

[1]Istituto Nazionale di Oceanografia e Geofisica Sperimentale (O.G.S.),
Borgo Grotta Gigante, 42/C - 34010 Sgonico (TS), Italia.
mlipizer@ogs.trieste.it
[2]WWF - Riserva Marina di Miramare, Viale Miramare, 349 – 34136 Trieste, Italia.
[3]Dip. Sc. della Terra, Oceanogr. e Meteor., Univ. Trieste, Italia.
[4]Laboratorio di Biologia Marina, Trieste, Italia.

PROPRIETÀ OTTICHE DELLE ACQUE MARINE NEL GOLFO DI TRIESTE DURANTE LE FIORITURE ALGALI

SEAWATER OPTICAL PROPERTIES IN THE GULF OF TRIESTE DURING ALGAL BLOOMS

Abstract

In the frame of a joint research with several local institutions, since January 2002 a regular monitoring of optical properties of seawaters of the Natural Marine Reserve of Miramare, Gulf of Trieste, is being carried out, toghether with classical physical, chemical and biological parameters, in order to determine the optical signatures of algal blooms of particular intensity.

Key-words: *optical properties, algal blooms, plankton.*

Introduzione

Nella Riserva Naturale Marina di Miramare (RNMM) viene condotto uno studio sulle proprietà ottiche inerenti (dipendenti solo dal tipo e dalla concentrazione delle sostanze presenti nell'acqua) ed apparenti (dipendenti anche dalla struttura del campo radiante, Mobley, 1994) in concomitanza con il regolare monitoraggio di parametri chimico-fisici e biologici classici. L'acquisizione di dati bio-ottici consente di fornire una rapida valutazione della qualità delle acque, in quanto le proprietà ottiche dipendono essenzialmente dalla presenza di pigmenti algali, di sostanza organica disciolta e di particellato sospeso, considerati indicatori di una varietà di perturbazioni naturali e antropogeniche (Gallegos e Jordan, 2002). Le fioriture algali, in particolare, possono conferire ad un corpo d'acqua caratterisitiche ottiche molto marcate.

L'obiettivo di questo lavoro è quello di presentare le caratteristiche ottiche generali delle acque della RNMM, con particolare attenzione all'effetto di fioriture algali di rilevante intensità.

Materiali e metodi

Dal gennaio 2002, in una stazione fissa ubicata sul confine della RNMM (45°42'03.5" N – 13°42'36.2" E), vengono regolarmente acquisiti profili di proprietà ottiche inerenti (coefficiente di attenuazione, di assorbimento e di scattering, mediante spettrofotometro profilante) ed apparenti (irradianza discendente, radianza ascendente, mediante spettroradiometri), in concomitanza con la raccolta di dati chimico-fisici classici (sonda CTD e fluorimetro Seapoint) e di campioni da bottiglia per l'analisi della clorofilla in laboratorio. Per la descrizione dettagliata delle metodologie impiegate si fa riferimento a Lipizer *et al.* (2005).

Risultati

Per quanto riguarda l'andamento generale delle proprietà ottiche inerenti ed apparenti, questo è fortemente correlato con le condizioni di stratificazione e mescolamento della colonna d'acqua, dovute principalmente a precipitazioni, ad apporti fluviali e ad eventi di Bora (il vento locale più intenso). Per una stima della qualità delle acque sono qui considerate principalmente le caratteristiche ottiche indicatrici della sostanza organica (disciolta e particellata: coefficiente di assorbimento a 412 nm) e del fitoplancton (coefficiente di assorbimento a 676 nm) (Claustre *et al*., 2000), e la penetrazione dell'irradianza PAR che rappresenta l'energia disponibile per l'ecosistema marino. In condizioni di instabilità invernale, i coefficienti di assorbimento risultano costanti lungo tutta la colonna d'acqua (Fig. 1) e la penetrazione della PAR è ridotta (Fig. 2), mentre si riscontrano

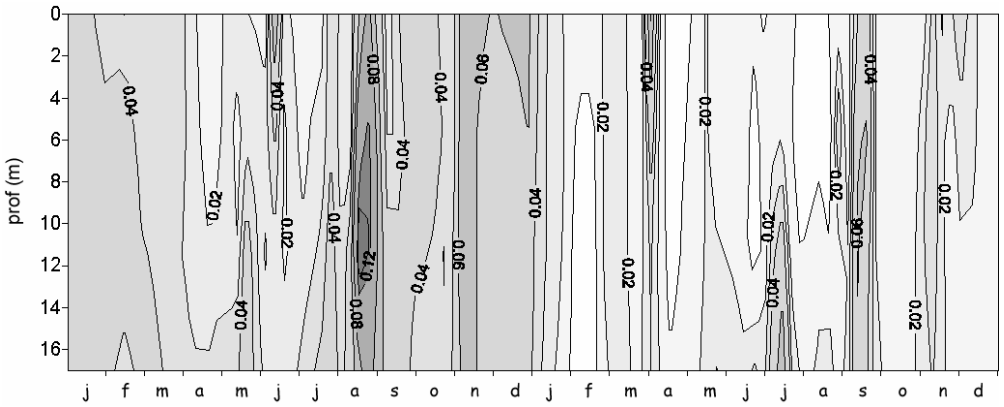


Fig. 1 - Andamento temporale del coefficiente di assorbimento a 676 nm (gennaio 2002-dicembre 2003).

Time series of absorption coefficient at 676 nm (January 2002–December 2003).

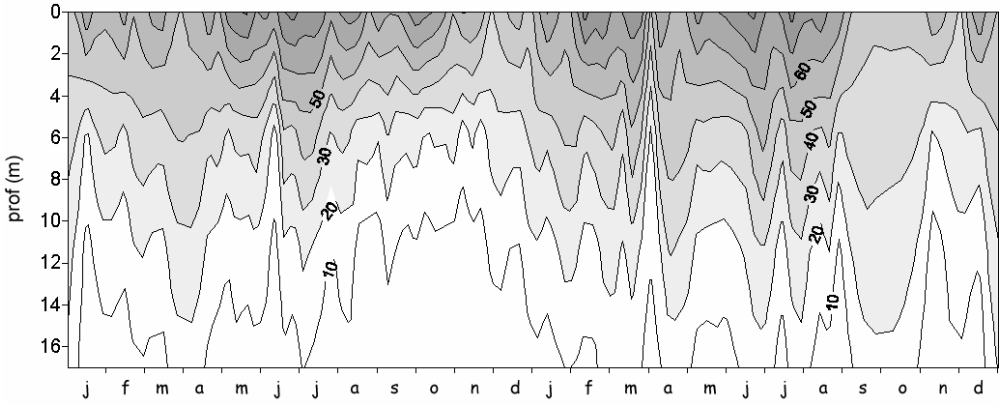


Fig. 2 - Andamento temporale della percentuale di penetrazione dell'irradianza PAR rispetto alla superficie (gennaio 2002-dicembre 2003).

Time series of PAR penetration, espressed as percentage of the surface value (January 2002-December 2003).

intense variazioni in corrispondenza di fioriture algali (agosto 2002 e 2003, Fig. 3) e di apporti di acque continentali (giugno e novembre 2002, Fig. 4).

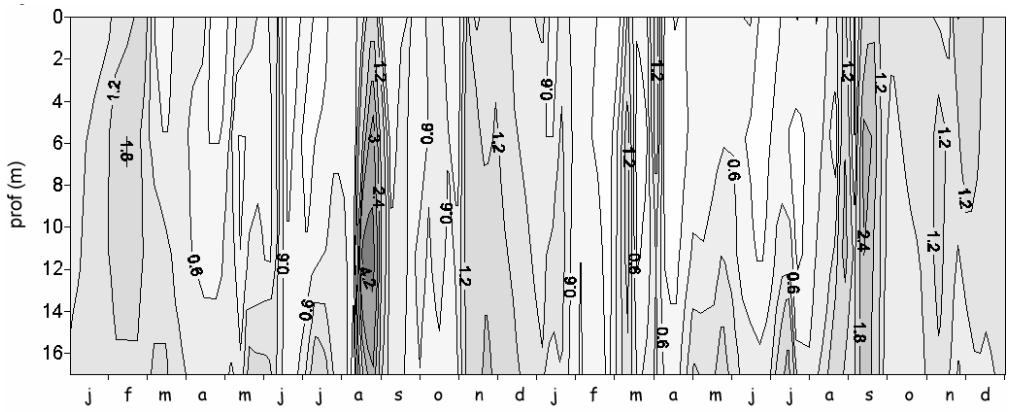


Fig. 3 - Andamento temporale della clorofilla a (gennaio 2002-dicembre 2003).
Time series of chlorophyll a (January 2002–December 2003).

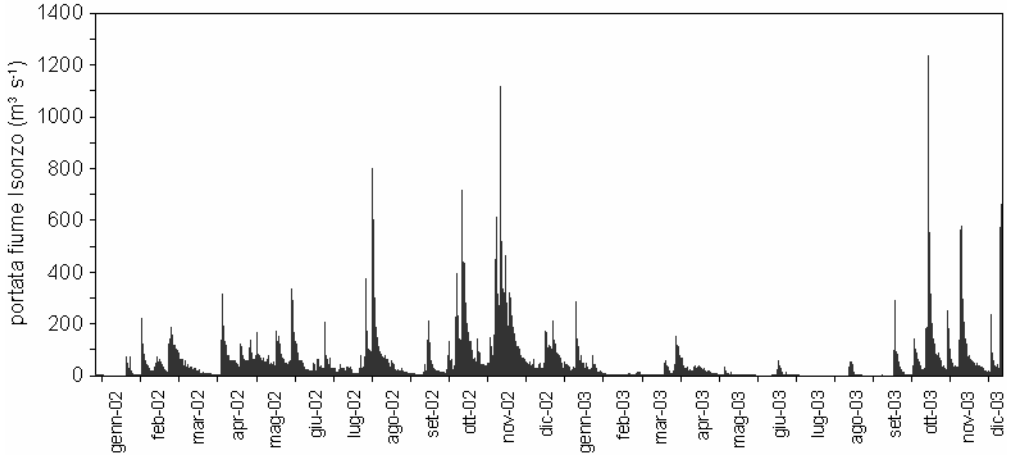


Fig. 4 - Portata oraria del fiume Isonzo nel periodo gennaio 2002-dicembre 2003 (fonte: Unità Operativa Idrografica, Udine).
Hourly Isonzo river run-off data in the period January 2002–December 2003 (from: Unità Operativa Idrografica, Udine).

Considerando in particolare la fioritura più intensa del periodo di studio, verificatasi nell'agosto 2002 (valore massimo di Chl-*a* = 11 µg/l), sono stati misurati coefficienti di assorbimento pari al triplo rispetto alla media annuale (Fig. 5).

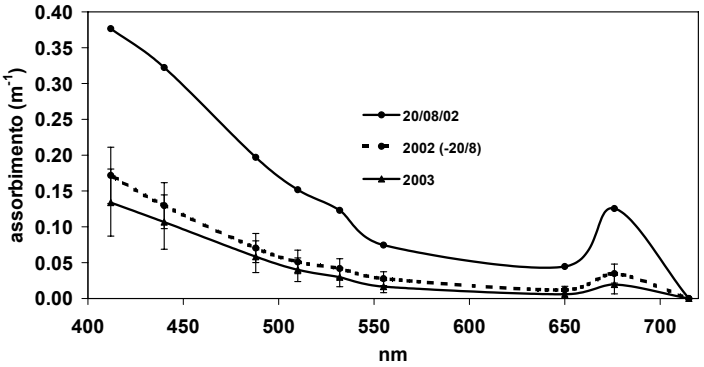


Fig. 5 - Confronto tra gli spettri medi di assorbimento degli anni 2002, 2003 con quello relativo alla fioritura algale più intensa del periodo di studio (agosto 2002).
Comparison between annual mean absorption spectra of 2002 and 2003 with that measured during the most intense algal bloom of the monitored period (August 2002).

Conclusioni

Nel Golfo di Trieste, l'andamento temporale delle proprietà ottiche è fortemente condizionato dalle fioriture algali che sono responsabili delle alterazioni più importanti dei parametri ottici studiati, sia in termini di qualità, assorbendo selettivamente le lunghezze d'onda utili per la fotosintesi, sia in termini di quantità, riducendo la penetrazione dell'irradianza discendente su tutto lo spettro in seguito all'accumulo di particellato sospeso.

Bibliografia

CLAUSTRE H., FELL F., OUBELKHEIR K., PRIEUR L., SCIANDRA A., GENTILI B., BABIN M. (2000) - Continuous monitoring of surface optical properties across a geostrophic front: Biogeochemical inferences. *Limnol. Oceanogr*., **45** (2): 309-321.

GALLEGOS C.L., JORDAN T.E. (2002) - Impact of the Spring 2000 phytoplankton bloom in Chesapeake bay on optical properties and light penetration in the Rhode river, Maryland. *Estuaries*, **25** (4A): 508-518.

LIPIZER M., GERIN R., SPOTO M., MOSETTI R. (2006) - Optical properties and light penetration in the waters of the Gulf of Trieste (North Adriatic Sea). *Boll. Geof. Teor. Appl*., accepted.

MOBLEY C.D. (1994) - *Light and water: radiative transfer in natural waters*. Academic Press, San Diego: 592 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1015-1019

A. Lo Giudice, L. Michaud, M. De Domenico, V. Bruni

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.
alogiudice@unime.it

QUANTIFICAZIONE DI ESOPOLISACCARIDI RILASCIATI NEL MEZZO COLTURALE (RPS) DA BATTERI MARINI ANTARTICI

QUANTIFICATION OF EXOPOLYSACCHARIDES (RPS) RELEASED BY ANTARCTIC MARINE BACTERIA

Abstract

312 Antarctic bacterial isolates were screened for the ability to produce exopolysaccharides (EPS) on both Marine Agar and Marine Broth media supplemented with individual sugars (glucose, mannose and saccarose, 0.6%, w/v). Six iper-producer strains were selected in order to quantify the EPS released (RPS) in the culture broth and phenotypically characterized. Differences between isolates according to the bioproduct amounts were observed, ranging from 160 to 1300 mg EPS/l. RPS differed for consistency and solubility in water. Cells were rod-shaped, non-spore-forming, oxidase positive and Gram-negative. The temperature range for growth led to classify the isolates as psychrotrophs.

Key-words: *Antarctica, exopolysaccharide production, bacteria, biotechnology.*

Introduzione

Gli esopolisaccaridi (EPS) di origine microbica, come riflesso delle molte funzioni che essi svolgono nell'ambiente naturale e della loro varietà chimica e strutturale, trovano svariate applicazioni in ambito biotecnologico, specie nei settori farmaceutico, alimentare e petrolchimico. Le prospettive riguardanti la scoperta di nuovi polisaccaridi, con caratteristiche migliori rispetto a quelli già noti, sembrano ottimistiche grazie anche alla diversità offerta dai microrganismi. Le condizioni estreme, specialmente in termini di temperatura, rendono l'Antartide un campo di indagine privilegiato per la scoperta di nuove specie batteriche e, dunque, di biomolecole con proprietà originali.

Scopo della ricerca è stato quello di studiare la produzione di EPS ad opera di batteri marini antartici psicrotolleranti. La frazione di esopolisaccaridi rilasciata nel brodo colturale (definiti RPS) è stata, inoltre, quantificata per sei ceppi risultati iper-produttori sulla base degli screening preliminari.

Materiali e metodi

La ricerca è stata condotta su 312 ceppi isolati da campioni di acqua di mare superficiale (indicati con la lettera W) e di sedimento (indicati con la lettera S) raccolti a Baia Terra Nova (Mare di Ross). Lo screening preliminare è stato effettuato coltivando le cellule batteriche sia su terreno solido (Marine Agar, Difco) che liquido (Marine Broth, Difco), entrambi addizionati con glucosio, mannosio o saccarosio allo 0.6% (w/v) (Manca *et al.*, 1996; Raguénès *et al.*, 1997). Le colture sono state incubate per 14 giorni a 15 °C. L'espressione di un fenotipo mucoide indicava la produzione di EPS. Tredici ceppi, di cui sette isolati da campioni di acqua di mare superficiale e sei da campioni di sedimento, sono stati selezionati

perché considerati iper-produttori. Prima di procedere con ulteriori analisi, tali ceppi sono stati sottoposti ad ARDRA (*Amplified Ribosomal DNA Restriction Analysis*) del 16S rDNA amplificato via PCR, come precedentemente descritto da Michaud *et al*. (2004).

La crescita batterica e la produzione di EPS a +15 °C sono state monitorate allo spettrofotometro in colture a termine di un rappresentante per ognuno dei sei gruppi ARDRA (GA) ottenuti (ceppi W1-16, W2-37, W12-8, S1-2, S8-4 e S8-8). La quantizzazione degli esopolisaccaridi è stata condotta secondo il metodo del fenolo-acido solforico descritto da Dubois (1956) ad una densità ottica di 490 nm (OD_{490}), mentre l'abbondanza batterica è stata determinata a 600 nm (OD_{600}). Le letture sono state effettuate in triplicato ad intervalli di tempo stabiliti. Gli esopolisaccaridi sono stati estratti con etanolo (rapporto 1:1) dal brodo colturale, separati per centrifugazione, parzialmente purificati mediante dialisi (6000-8000 Da), essiccati a 55 °C e pesati (Rinker e Kelly, 2000; Nicolaus *et al.*, 2000; Muralidharan e Jayachandran, 2003). I ceppi iper-produttori di EPS sono stati, inoltre, caratterizzati dal punto di vista biochimico, morfologico e fisiologico, come precedentemente descritto da Lo Giudice *et al.* (2003).

Risultati

Lo screening preliminare ha condotto alla selezione di 13 ceppi batterici iper-produttori di EPS, suddivisi in sei cluster distinti mediante l'ARDRA (Tab. 1).

Tab. 1 - Suddivisione dei ceppi iper-produttori in gruppi ARDRA (GA) distinti. In grassetto i ceppi scelti quali rappresentanti di ciascun gruppo (S: ceppi isolati da campioni di sedimento; W: ceppi isolati da campioni di acqua di mare superficiale).
Subdivision of iper-producer strains into different ARDRA groups (GA). In bold, the strains chosen as representatives of each cluster (S: strains isolated from sediments; W: strains isolated from superficial seawaters).

GA n °	ceppo
1	**W1-16**; S1-22
2	**S8-8**
3	**W12-8**; W12-19; W12-25
4	**S8-4**
5	W2-34; W2-35; **W2-37**; S1-6; S8-44
6	**S1-2**

La quantificazione degli EPS rilasciati nel brodo colturale è stata dunque determinata per sei ceppi, di cui tre isolati da campioni di acqua di mare superficiale (W1-16, W2-37 e W12-8) e tre da campioni di sedimento (S1-2, S8-4 e S8-8). I risultati ottenuti dal monitoraggio contemporaneo della crescita batterica e della produzione di EPS in colture a termine sono mostrati in Fig. 1. La massima produzione si verificava in genere in tarda fase logaritmica o all'inizio della fase stazionaria.

Gli esopolisaccaridi estratti dal brodo colturale apparivano differenti per consistenza e per il grado di solubilità in acqua dopo essiccazione (Tab. 2).

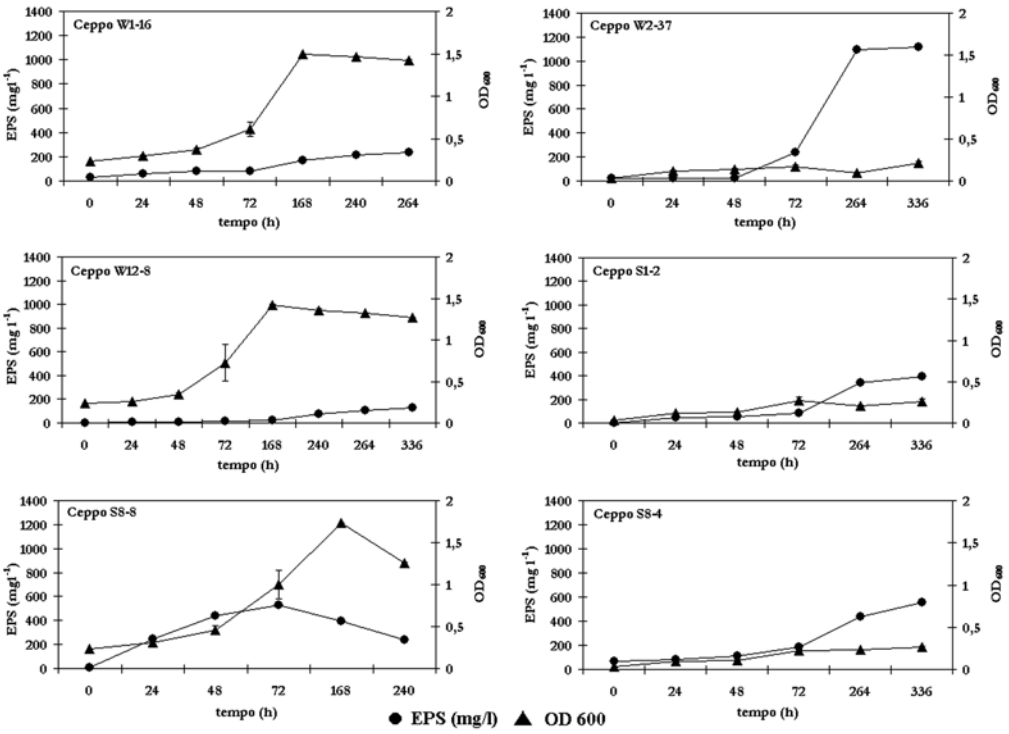


Fig. 1 - Determinazione della densità batterica e della quantità di esopolisaccaridi (EPS) in colture a termine dei ceppi iper-produttori cresciuti a 15 °C.
Bacterial abundance determination and exopolysaccharide (EPS) quantification in batch cultures of the iper-producer strains grown at 15 °C.

Tab. 2 - Consistenza e solubilità in acqua dei polisaccaridi estratti dal brodo colturale.
Thickness and solubility in water of polysaccharides extracted from the culture broth.

Ceppo	Consistenza RPS	Solubilità in H_2O
W1-16	polvere	ottima
W2-37	polvere	buona
W12-8	compatta	ottima
S1-2	scaglie dure	scarsa
S8-4	polvere	ottima
S8-8	scaglie dure	scarsa

I sei ceppi selezionati sono stati sottoposti ad una preliminare caratterizzazione fenotipica. Essi erano tutti bastoncini gram-negativi e ossidasi-positivi. La presenza di catalasi è stata osservata esclusivamente per l'isolato S8-4. Soltanto le colonie prodotte su marine agar dal ceppo W12-8 apparivano pigmentate. Gli

isolati W1-16, S8-4 ed S8-8 erano mobili per la presenza di flagelli. La crescita in assenza di NaCl è stata osservata per i ceppi S1-2 e W2-37. Quest'ultimo, inoltre, era in grado di crescere anche a concentrazioni saline elevate (fino al 13% di NaCl). Il range di pH per la crescita andava da 4 a 9 per i ceppi W1-16, S1-2 e S8-4, da 5 a 9 per W2-37 e S8-8 e, infine, da 6 a 9 per il ceppo W12-8. Gli isolati erano psicrotrofi, secondo la definizione data da Morita (1975), e tre di essi (W1-16, W12-8 ed S1-2) crescevano a 20 °C, ma non a 30 °C.

Tutti degradavano l'esculina, ma nessuno era in grado di idrolizzare macromolecole quali chitina, amido e agar. La gelatina veniva utilizzata dai tre ceppi isolati dai sedimenti marini. L'attività lipolitica su tween 80 è stata osservata solo per il ceppo S8-8.

Conclusioni

La produzione di EPS ad opera di batteri marini antartici è stata riportata solo di recente (Corsaro *et al.*, 2004; Mancuso Nichols *et al.*, 2004) e si tratta, dunque, di un campo di ricerca nuovo e promettente.

L'ARDRA, mediante la comparazione dei profili di restrizione ottenuti, ha consentito di studiare la produzione di EPS in ceppi diversi e, dunque, analizzare esoprodotti di natura presumibilmente differente. Nel complesso, non sono state osservate sostanziali differenze nella quantità di RPS prodotti dai ceppi isolati da campioni di sedimento e di acqua di mare superficiale. La quantità massima di esoprodotto estratta dal brodo colturale era comparabile con dati in letteratura, essendo compresa tra 160 e 1300 mg EPS/l. Muralidharan e Jayachandran (2003) riportano la produzione da parte del batterio marino *Vibrio alginolyticus*, dopo 72 h di incubazione a +30 °C, di quantità simili (intorno ai 1000 mgEPS/l) a quelle ottenute in questo studio per i ceppi W1-16, W2-37 e S8-8. In particolare, così come osservato dagli stessi Autori, il picco di massima produzione di EPS da parte di quest'ultimo è stata registrata quando esso si trovava già in fase di declino dopo una settimana di crescita, indicando la possibile sintesi di metaboliti secondari. Il ceppo S8-8, inoltre, produceva EPS in una quantità approssimativa di 1300 mg/l, più alta rispetto a quelle degli altri cinque isolati selezionati sulla base dell'ARDRA.

Altri Autori, conducendo studi su batteri marini termofili, hanno calcolato concentrazioni nettamente inferiori di EPS: 90 mg/l (Schiano-Moriello *et al.,* 2003), 165 mg/l (Maugeri *et al*., 2002), 70 mg/l (Nicolaus *et al*., 2000), ma simili a quelli relativi ai ceppi W2-37, S1-2 e S8-4.

Ulteriori indagini verranno condotte per determinare le caratteristiche biochimiche e strutturali degli EPS estratti nel corso di questa ricerca, al fine chiarire se trattasi o meno di molecole nuove con valenza applicativa in biotecnologia.

Bibliografia

CORSARO M.M., LANZETTA R., PARRILLI E., PARRILLI M., TUTINO M.L., AMMARINO S. (2004) - Influence of growth temperature on lipid and phosphate contents of surface polysaccharides from the Antarctic bacterium *Pseudoalteromonas haloplanktis* TAC 125. *J. Bacteriol.*, **186**: 29-34.

DUBOIS M., GILLES K.A., HAMILTON J.K., REBERS P.A., SMITH F. (1956) - Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Anal. Chem.*, **28**: 350-356.

LO GIUDICE A., MICHAUD L., ALLEGRA A., BRUNI V. (2003) - Batteri psicrotrofi isolati da habitat diversi del Mare di Ross (Baia Terra Nova, Antartide). *Biol. Mar. Medit.*, **10** (2): 1108-1111.

MANCA M.C., LAMA L., IMPROTA R., ESPOSITO E., GAMBACORTA A., NICOLAUS B. (1996) - Chemical composition of two exopolysaccharides from *Bacillus thermoantarcticus*. *Appl. Environm. Microbiol.*, **62** (9): 3265-3269.

MANCUSO NICHOLS C.A., GARON S., BOWMAN J.P., RAGUÉNÈS G., GUÉZENNEC J. (2004) - Production of exopolysaccharides by Antarctic marine bacterial isolates. *J. Appl. Microbiol.,* **96**: 1057-1066.

MAUGERI T.L., GUGLIANDOLO C., CACCAMO D., PANICO A., LAMA L., GAMBACORTA A., NICOLAUS B. (2002) - A halophilic thermotolerant *Bacillus* isolated from a marine hot spring able to produce a new exopolysaccharide. *Biotechnol. Lett*., **24**: 515-519.

MICHAUD L., DI CELLO F., BRILLI M., FANI R., LO GIUDICE A., BRUNI V. (2004) - Biodiversity of cultivable Antarctic psychrotrophic marine bacteria isolated from Terra Nova Bay (Ross Sea). *FEMS Microbiol. Lett*., **230**: 63-71.

MORITA R.Y. (1985) - Psychrophilic bacteria. *Bacteriol. Rev.*, **39** (2): 144-167.

MURALIDHARAN J., JAYACHANDRAN S. (2003) - Physicochemical analyses of the exopolysaccharides produced by a marine biofouling bacterium, *Vibrio alginolyticus*. *Process Biochem.*, **38**: 841-847.

NICOLAUS B., PANICO A., MANCA M.C., LAMA L., GAMBACORTA A., MAUGERI T., GUGLIANDOLO C., CACCAMO D. (2000) - A thermophilic *Bacillus* isolated from an Eolian shallow hydrothermal vent, able to produce exopolysaccharides. *System. Appl. Microbiol.*, **23**: 426-432.

RAGUÉNÈS G., CHRISTEN R., GUEZENNEC J., PIGNET P., BARBIER G. (1997) - *Vibrio diabolicus* sp. nov., a new polysaccharide-secreting organism isolated from deep-sea hydrothermal vent Polychete Annelid, *Alvinella pompejana*. *Int. J. System. Bacteriol.*, **47** (4): 989-995.

RINKER K.D., KELLY R.M. (2000) - Effect of carbon and nitrogen sources on growth dynamics and exopolysaccharide production for the hyperthermophilic Archeon *Thermococcus litoralis* and *Thermotoga maritima*. *Biotechnol. Bioengin*., **69**: 537-547.

SCHIANO MORIELLO V., LAMA L., POLI A., GUGLIANDOLO C., MAUGERI T.L., GAMBACORTA A., NICOLAUS B. (2003) - Production of exopolysaccharides from a thermophilic microorganism isolated from a marine hot spring in flegrean areas. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol*., **30**: 95-101.

La ricerca è stata finanziata dal PNRA (Progetto Nazionale di Ricerche in Antartide, PNRA 2002/1.5).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1020-1024

A. Lugliè, O. Soru, M. Vila*, M. Masò*, C.T. Satta, B.M. Padedda, N. Sechi

Dip. di Botanica ed Ecologia Vegetale, Università di Sassari, Via F. Muroni, 25 - 07100 Sassari, Italia.
luglie@uniss.it
*Institut de Ciències del Mar, Barcelona, Spain.

VARIAZIONI GIORNALIERE DEL FITOPLANCTON NEL GOLFO DI OLBIA CON PARTICOLARE ATTENZIONE AL GENERE *ALEXANDRIUM* (DINOPHYCEAE)

DAILY DYNAMICS OF PHYTOPLANKTON IN THE GULF OF OLBIA, PAYING PARTICULAR ATTENTION TO THE ALEXANDRIUM *GENUS (DINOPHYCEAE)*

Abstract

The study of daily dynamic and distribution of phytoplankton and Alexandrium *species (Dinophyceae) was carried out in the inner part of the Gulf of Olbia on 10-11 May 2003 (STRATEGY EVK3-CT-2001-00046). It revealed a differential presence at the stations and higher cell densities in the internal part, which is richer in nutrients and also isolated from the presence of a salt front. The results agree with those of other Mediterranean harbours.*

Key-words: Alexandrium*, harbours, phytoplankton, daily variations, Harmful Algal Blooms.*

Introduzione

La conoscenza delle variazioni del fitoplancton su piccola scala spaziale e temporale consente l'osservazione di fenomeni non individuabili a scale maggiori, portando ad un incremento delle informazioni e ad una migliore comprensione anche delle dinamiche studiate su più ampia scala. In questo contesto, si riporta una parte dei risultati di uno studio svolto nell'ambito del progetto europeo STRATEGY (EVK3-CT-2001-00046), riguardante la dinamica giornaliera nella parte interna del Golfo di Olbia (Sardegna nord-orientale) di specie di *Alexandrium* e dei popolamenti fitoplanctonici associati, in rapporto alle variazioni di parametri ambientali. L'approfondimento su piccola scala s'inserisce in un quadro d'indagini pluriennali svolte nel golfo - sede del principale porto commerciale e passeggeri della Sardegna settentrionale - che ne avevano evidenziato l'elevata trofia (Sannio *et al*., 1996), per l'immissione dei reflui di Olbia e di altri apporti d'acqua dolce (Rio Padrongianus), e la presenza sempre più accentuata di specie algali dannose nel più importante sito sardo d'allevamenti di mitili (Sannio *et al*., 1997; Lugliè *et al*., 2002). Tale tendenza riflette quanto riscontrato in generale nel Mediterraneo, per il quale sono state segnalate numerose specie di *Alexandrium* (Fraga *et al*., 2004), responsabili tra l'altro della sindrome Paralytic Shellfish Poisoning (PSP), e con le maggiori proliferazioni in zone marine costiere confinate, tra cui i porti (Vila *et al*., 2004). L'indagine è stata effettuata subito dopo un periodo di positività PST nei mitili di Olbia (aprile 2003), determinata da *Alexandrium catenella* (Whedon e Kofoid) Balech e *A. minutum* Halim, le stesse specie che già nel 2002 avevano provocato un evento simile (Lugliè *et al*., 2002; Lugliè *et al*., 2003). Gli obiettivi sono stati quelli di valutare le variazioni giornaliere spaziali e temporali del fitoplancton e, in particolare delle specie di *Alexandrium*, per individuare le

condizioni ambientali associate a tali variazioni e comprendere quali tra queste possano favorirne lo sviluppo.

Materiali e metodi

Il campionamento è stato svolto il 10 e l'11 maggio 2003, con crociere mattiniere e pomeridiane, in 12 stazioni (Fig. 1), prelevando campioni d'acqua in superficie e sul fondo e da livelli intermedi, in rapporto alla profondità delle stazioni. I profili

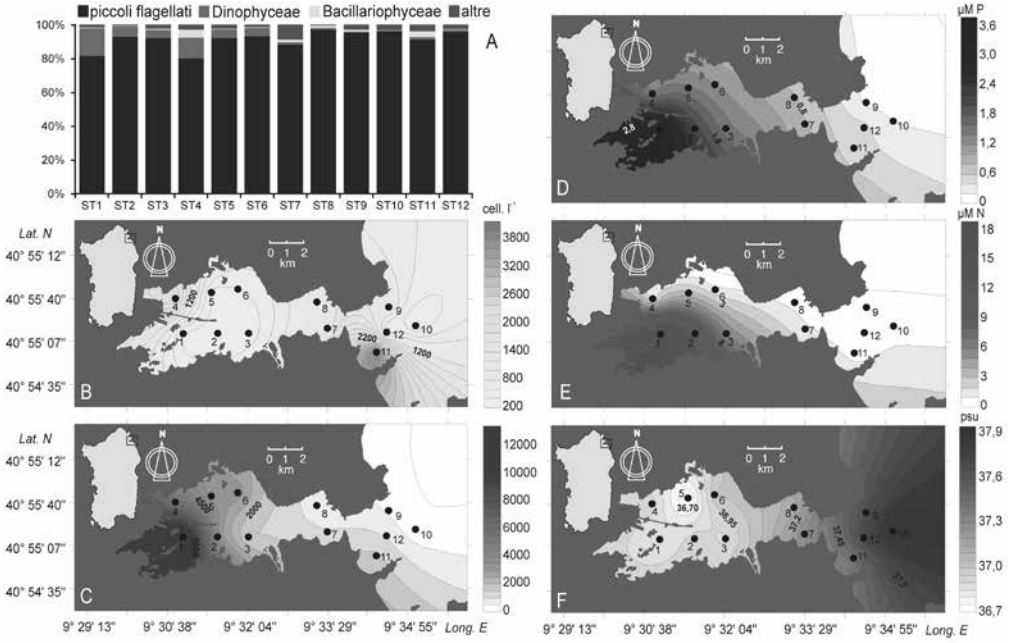


Fig. 1 - Composizione percentuale del fitoplancton (A) e distribuzione spaziale delle Dinophyceae (B) e Bacillariophyceae (C), fosforo totale (D), DIN (E) e salinità (F).
Percent composition of phytoplankton (A) and spatial distribution of Dinophyceae (B) and Bacillariophyceae (C), total phosphorus (D), DIN (E) and salinity (F).

di temperatura, pH, salinità, ossigeno e clorofilla *a* fluorimetrica sono stati rilevati con una sonda multiparametrica. Le determinazioni della silice reattiva, fosforo totale e reattivo, DIN (NO_3+NO_2+NH_3) sono state effettuate secondo Strickland e Parsons (1972). La densità del fitoplancton è stata valutata secondo Utermöhl (1958), su subcampioni di 100 ml fissati con formalina al 4%. Per l'identificazione delle specie del genere *Alexandrium* sono stati seguiti i criteri di Balech (1995). Le similitudini tra stazioni sono state valutate con un'analisi non-metrica multidimensionale (MDS) basata sull'indice di similarità di Bray-Curtis dei parametri biotici (clorofilla *a*, densità Dinoflagellati, densità di *Alexandrium* spp.) e sulle distanze euclidee normalizzate per quelli abiotici (temperatura, pH, salinità, ossigeno disciolto, fosforo totale e reattivo, DIN, silice reattiva) e testate con il test ANOSIM.

Risultati

Alla composizione del fitoplancton hanno contribuito più di 70 specie. Per il genere *Alexandrium* è stata accertata la presenza di *A. catenella*, *A. minutum*, *A. tamarense* (Lebour) Balech. La densità cellulare è stata dominata da piccoli flagellati (medie delle stazioni tra 32×10^3 e 105×10^3 cell. l^{-1}, rispettivamente nella ST3 e ST11), Dinophyceae (155 e 13×10^3 cell. l^{-1}, nelle ST10 e ST1) e Bacillariophyceae (176 e 4×10^3 cell. l^{-1}, nelle ST10 e ST11; Fig. 1A). I range dei diversi gruppi sono stati ampi in ogni stazione, in rapporto alle densità riscontrate lungo il profilo verticale ed alle variazioni su scala intra ed intergiornaliera. Le Dinophyceae hanno mostrato una distribuzione preferenziale nell'area interna e le Bacillariophyceae in quella più esterna (Fig. 1B, C). La distribuzione di *Alexandrium* spp. ha rispecchiato quella della classe d'appartenenza, ed il loro ritrovamento, seppure in bassa densità (massimo di 4×10^3 cell. l^{-1} nella ST6), ha interessato anche le stazioni esterne (sino a circa $1{,}5\times10^3$ cell. l^{-1}; Fig. 2). Inoltre, le densità più elevate sono state prevalentemente quelle del mattino e, nel profilo verticale, quelle superficiali. Per le variabili indagate, le maggiori differenze nei valori medi sono state osservate tra i valori delle stazioni più interne (ST1-ST6)

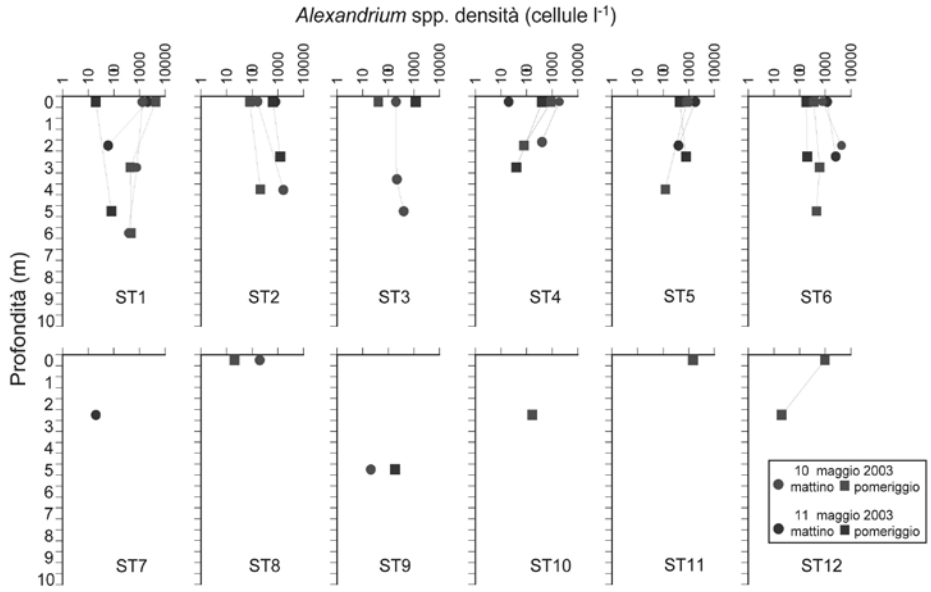


Fig. 2 - Distribuzione spazio-temporale delle densità di *Alexandrium* spp.
Spatial and temporal distribution of Alexandrium *spp. densities.*

e quelle più esterne (ST9-ST12). I nutrienti hanno evidenziato intervalli rispettivamente nei due gruppi di stazioni, di 1,05-2,26 e 0,18-0,38 µM P per il fosforo totale, 1,02-9,02 e 0,60-0,71 µM N per il DIN, 2,34-12,3 e 0,70-1,18 µM Si per la silice reattiva. Per le variabili chimico-fisiche gli intervalli sono stati rispettiva-

mente di 20,1-19,7 e 17,7-18,5 °C per la temperatura, 36,8-37,0 e 37,4-37,7 psu per la salinità, 8,53-8,61 e 8,50-8,51 per il pH, 93-112 e 89-92% per l'ossigeno disciolto. La disponibilità dei nutrienti (Fig. 1D, E) ha evidenziato un chiaro gradiente in diminuzione dall'area interna verso l'esterna; la salinità, a sua volta, ha mostrato una maggiore disomogeneità (Fig. 1F), indicando possibili fronti all'interno dell'area studiata.

Conclusioni

L'approfondimento delle conoscenze sulla dinamica e distribuzione delle specie di *Alexandrium* e, in generale del fitoplancton, su piccola scala temporale e spaziale nella parte più interna del Golfo di Olbia – monitorato almeno mensilmente dal 1992 - è di particolare interesse per la presenza in quest'area di diverse specie algali dannose (HAS), quali componenti stabili ed importanti del fitoplancton, coesistenti con un'intensa attività di mitilicoltura (Sannio *et al*., 1996, 1997). *A. catenella* rappresenta uno dei ritrovamenti più recenti e pericolosi, essendo stata osservata ad Olbia dal 1999, poco dopo le segnalazioni lungo la costa francese e spagnola nord-occidentale del Mediterraneo. Questa specie ha provocato, insieme ad *A. minutum*, positività PSP nei mitili di Olbia sia nel maggio-giugno 2002 che nell'aprile 2003, con conseguente allarme sanitario, blocco della commercializzazione e perdite economiche. *A. catenella* è considerata uno dei pochi casi accertati di nuova introduzione nel Mediterraneo (Wyatt e Carlton, 2002) e il suo areale di distribuzione, come l'intensità e la durata del periodo di presenza annuale, si sono progressivamente ampliati (Vila *et al*., 2004). Nel Mediterraneo, i suoi ritrovamenti riguardano, in particolare, zone ad elevata trofia e basso idrodinamismo, quali i porti. Un aspetto importante, ed i dati qui riportati costituiscono un apporto in tal senso, è quello dell'individuazione delle condizioni ambientali che, all'interno di queste aree, possono favorirne lo sviluppo o l'accumulo *in situ*. Come già segnalato per il porto di Tarragona, Siracusa e Arenys del Mar (Vila *et al*., 2004), anche ad Olbia, la distribuzione di *Alexandrium* spp. è stata disomogenea, con una maggiore localizzazione nelle stazioni più interne, il cui confinamento sembrerebbe determinato anche in questo caso da un fronte alino, che separerebbe acque con diversa disponibilità in nutrienti e quindi sede di possibile crescita localizzata di specifici taxa algali. L'ANOSIM sui dati delle crociere, effettuata sugli insiemi distinti dei dati abiotici e biotici, considerando le variazioni temporali (intra ed intergiornaliera) e spaziali (posizione stazioni), ha evidenziato differenze significative solo rispetto a queste ultime (rispettivamente, per i dati abiotici R=0,088, P=0,13; per i dati biotici R=0,451, P=0,001). Statisticamente, la presenza di *Alexandrium* spp. è stata quindi significativamente differente nelle stazioni interne (ST1-ST6) ed in quelle esterne (ST9-ST12). La selettività delle condizioni ambientali per lo sviluppo del fitoplancton e, in particolare la presenza preferenziale ma non esclusiva di *Alexandrium* spp. nell'area più interna, non preclude comunque la possibilità ad Olbia di una loro diffusione naturale, come già ipotizzato nel maggio 2002, quando, in occasione di un precedente controllo su piccola scala spaziale, il massimo di densità di *A. catenella* (circa 40×10^3 cell. l^{-1}) era stato riscontrato, inaspettatamente, proprio nell'area esterna.

Bibliografia

BALECH E. (1995) - *The genus* Alexandrium *Halim (Dinoflagellata)*. Sherkin Island Marine Station, Ireland: 151 pp.

FRAGA S., BRAVO I., GONZÀLES R., SAMPEDRO N., GARCÉS E., VILA M., CAMP J., MASÓ M., GIACOBBE M.G., LUGLIÉ A., GOTSIS-SKRETAS O. (2004) - Diversity of the dinoflagellate genus *Alexandrium* in the Mediterranean Sea. *Rapp. Com. Int. Mer Médit*., **37**: 358.

LUGLIÉ A., GIACOBBE M.G., FIOCCA F., SANNIO A., SECHI N. (2003) - The geographical distribution of *Alexandrium catenella* is extending to Italy! First evidences from the Tyrrhenian Sea. In: Steidinger A., Landsbergh J.H., Tomas C.R., Vargo G.A. (eds), *Harmuful Algae 2002*. Proceedings of the X International Conferente on Harmful Algae, Florida Fish and Wildlife Conservation Commission and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO: 329-321.

LUGLIÉ A., GIACOBBE M.G., SANNIO A., FIOCCA F., SECHI N. (2003) - First record of *Alexandrium catenella* (Whedon & Kofoid) Balech (Dinophyta), a potential producer of paralytic shellfish poisoining in Italian waters (Sardinia, Tyrrhenian Sea). *Bocconea*, **16** (2): 1045-1051.

SANNIO A., LUGLIÉ A., SECHI N. (1996) - The phytoplankton of the internal Gulf of Olbia (North-East Sardinia) between July 1992 and July 1993. *Giorn. Bot. Ital*., **130**: 1037-1050.

SANNIO A., SECHI N., LUGLIÉ A. (1997) - Potentially toxic dinoflagellates in Sardinia. *Plant Biosystems*, **131** (1): 73-78.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) - A pratical handbook of seawater analysis. *Fisheries Research board of Canada*: 1-310.

UTERMÖHL H. (1958) - Zur Vervolkommnung der quantitativen Phytoplankton – Metodik. *Ver. int.Ver. theor. Angew. Limol.*, **9**: 1-38.

VILA M., LUGLIÉ A., GIACOBBE M.G. (2004) - Harmful dinoflagellates distribution in Mediterranean confined waters. Bloom features. Workshop Management of recreational waters in relationship with harmful microalgae blooms (HAB) in the Mediterranean Sea, 25-26th October 2004, Calvià (Mallorca): 10-15.

WYATT T., CARLTON J.T. (2002) - Phytoplankton introductions in European coastal waters: why are so few invasions reported? Alien marine organisms introduced by ships in the Mediterranean and Black seas. *CIESM Workshop Monographs,* **20**: 41-46.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1025-1028

L. Milani, M. Minocci, M. Celio

Laboratorio di Biologia Marina, Via A. Piccard, 54 – 34010 Trieste, Italia.
oaa@arpa.fvg.it

VARIAZIONI STAGIONALI DEL MICROZOOPLANCTON: SERIE PLURIANNUALE IN UNA STAZIONE COSTIERA DEL GOLFO DI TRIESTE (ADRIATICO SETTENTRIONALE)

SEASONAL FLUCTUATIONS OF MICROZOOPLANKTON: PLURIANNUAL TIME SERIES AT A COASTAL STATION IN THE GULF OF TRIESTE (NORTHERN ADRIATIC)

Abstract

Microzooplankton abundance was analysed from samples collected at a coastal station in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic) from 1999 to 2004, with the aim of assessing seasonal distributions and interannual trends. The highest values were recorded in the period 1999-2001 and were related to low salinity and high inputs of the Isonzo River. The lowest values occurred from 2002 to 2004, in correspondence to decreasing of the fresh water input.

Key-words: *microzooplankton, seasonal variations, time series, Gulf of Trieste, Northern Adriatic.*

Introduzione

Nelle acque costiere l'abbondanza e la composizione specifica dei popolamenti planctonici sono caratterizzate da un'ampia variabilità spaziale e temporale (Celio *et al*., 2006; Mozetič *et al*., 2002). Questa variabilità è associata ai cambiamenti delle condizioni meteorologiche, dei parametri oceanografici e dei processi biologici. La complessità di questi sistemi rende difficile definire un ciclo annuale, le serie pluriannuali di dati rappresentano quindi lo strumento più adatto a descrivere i cicli stagionali dei popolamenti planctonici. Scopo del presente lavoro è quello di analizzare la distribuzione temporale del microzooplancton in una stazione costiera del Golfo di Trieste dal 1999 al 2004, per descrivere le fluttuazioni stagionali ed interannuali.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati effettuati, nell'ambito del Progetto Comunitario Interreg III, in una stazione (T21) posta a circa 200 m dalla costa in prossimità della Riserva Naturale Marina di Miramare, con frequenza mensile da gennaio 1999 e quindicinale da giugno 2002. In superficie, con bottiglia Niskin da 5 L, sono stati raccolti 2 L d'acqua, immediatamente fissati con formaldeide neutralizzata (concentrazione finale del 2%). Questo fissativo è stato scelto invece del Lugol perché non colora il detrito che spesso è molto abbondante nell'Adriatico settentrionale, anche se può provocare una perdita di ciliati aloricati, in particolare di *Mesodinium rubrum*. Subcampioni di 50 mL sono stati osservati al microscopio invertito ad ingrandimenti di 200× (Fonda Umani e Milani, 1990). Contemporaneamente ai prelievi, sono stati eseguiti dei profili verticali mediante sonda Idronaut mod. 316 e Seabird 19 Plus, acquisendo i seguenti parametri:

pressione (dbar), temperatura (°C), conducibilità (mS/cm), ossigeno disciolto (% saturazione), clorofilla da fluorescenza indotta (μg L^{-1}). Sono state, inoltre, considerate le misure orarie dell'altezza idrometrica del fiume Isonzo nella stazione di Turriaco (GO), fornite dall'Unità Operativa Idrografica di Udine – Regione FVG, e le concentrazioni di clorofilla *a* analizzate secondo il metodo spettrofluorimetrico di Lorenzen e Jeffrey (1980).

Risultati

La temperatura presenta una notevole variabilità interannuale, si evidenziano in particolare due anni: il 2001 con i valori della mediana più elevati (19,9 °C) ed il 2003 con il valore massimo assoluto di 28,1 °C. La salinità, bassa nei primi tre anni (1999-2001), incrementa nel 2002 e soprattutto nel 2003 (mediana di 37,9, massimo di 38,2), nel 2004 tale parametro, invece, mostra una generale diminuzione (Fig. 1). I valori dell'altezza idrometrica dell'Isonzo sono più elevati negli

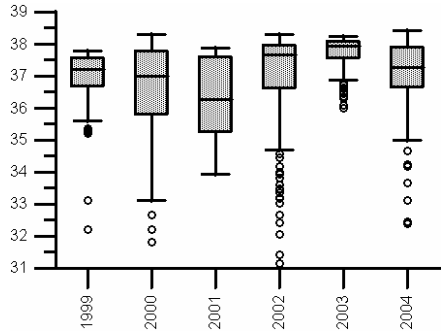


Fig. 1 - Boxplot della salinità nella stazione di campionamento (T21) dal 1999 al 2004.
Boxplots of salinity at the sampling station (T21) from 1999 to 2004.

anni dal 1999 al 2001, per poi decrescere raggiungendo i minimi nel 2003, in relazione ad apporti fluviali molto ridotti (Fig. 2). La concentrazione di clorofilla *a* è più elevata negli anni 1999-2001, con massimi superiori a 3 μg L^{-1} nel periodo invernale ed autunnale; negli anni successivi non si evidenzia più tale distribuzione e raramente si raggiungono i 3 μg L^{-1}.

Il microzooplancton, escluso il ciliato fototrofo (Gustafson *et al.*, 2000) *Mesodinium rubrum*, ha abbondanze elevate nel periodo 1999-2001, dal 2002, invece, si osserva un progressivo decremento del popolamento (Fig. 3). I valori totali variano da 2780 ind. L^{-1} in febbraio 2000 a 21 ind. L^{-1} in marzo 2004, le concentrazioni maggiori si rilevano a fine inverno ed in tarda estate, le più basse, in generale, a gennaio (Fig. 2). La componente più abbondante è quella dei ciliati aloricati (55%) seguita dai dinoflagellati eterotrofi (22%), dai tintinnidi (12%) e dai micrometazoi (9%). *Mesodinium rubrum,* presente ogni anno, ad eccezione del periodo estivo, raggiunge occasionalmente valori elevati in maggio 1999 ed ottobre 2001, rispettivamente con 1916 e 506 ind. L^{-1}.

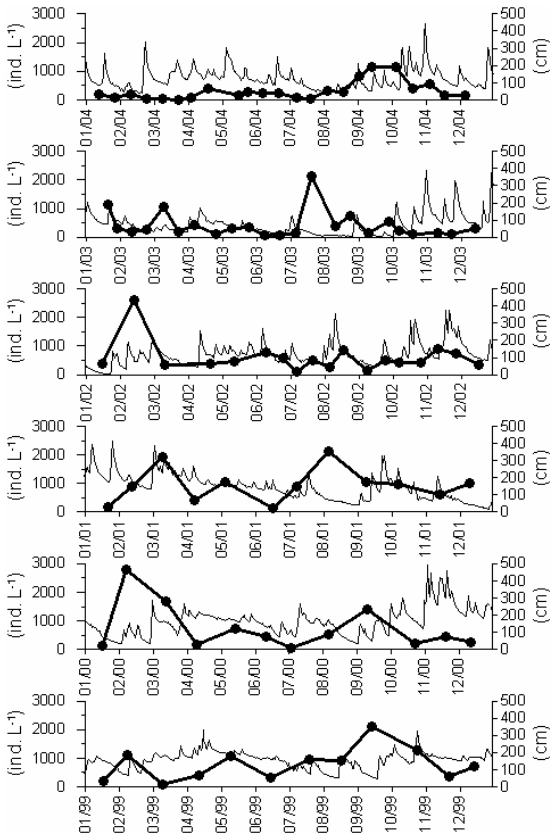


Fig. 2 - Distribuzione temporale dell'altezza idrometrica dell'Isonzo (—) e del microzooplancton (—•—).
Temporal dynamic of hydrometric height of the Isonzo River (—) and of microzooplankton (—•—).

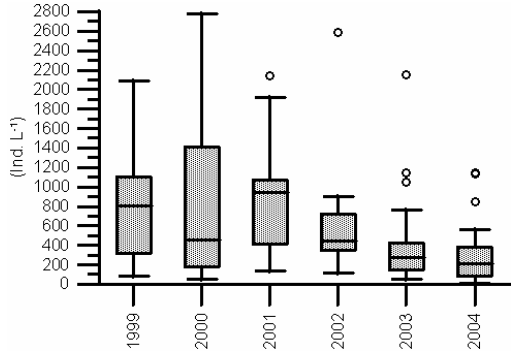


Fig. 3 - Distribuzione interannuale del microzooplancton dal 1999 al 2004.
Interannual variation of microzooplankton from 1999 to 2004.

Conclusioni

I dati analizzati evidenziano due periodi a caratteristiche termo-aline e microzooplanctoniche differenti. Dal 1999 al 2001 si osservano elevate abbondanze planctoniche in concomitanza ai maggiori apporti fluviali e alle relative basse salinità. Negli anni successivi, alla diminuzione dei contributi isontini associati ad un aumento del tenore alino del bacino, si registrano, invece, concentrazioni del popolamento microzooplanctonico relativamente basse.

L'andamento stagionale delle abbondanze nei primi tre anni evidenzia due picchi principali: uno invernale e l'altro tardo estivo-autunnale ed un terzo picco, di minore entità, nel periodo tardo primaverile. La riduzione degli apporti d'acqua dolce osservati nel 2002-2004 sembra aver influito sulla distribuzione stagionale del popolamento, che presenta un solo evidente picco annuale in mesi differenti nei diversi anni: febbraio 2002, luglio 2003 e settembre 2004. Non si evidenzia una relazione tra il microzooplancton e la concentrazione di clorofilla *a*, in generale, però, per gli anni 2002-2004, si osserva un decremento di entrambi che potrebbe essere associato alla diminuzione della biomassa fitoplanctonica.

Ringraziamenti

Si ringraziano la dott.ssa Nicoletta Burba (LBM-Trieste) per la collaborazione offerta, la dott.ssa Cinzia De Vittor (LBM-Trieste) per aver messo a disposizione i dati di clorofilla *a* ed il p.e. Alberto Deana, Coordinatore dell'Unità Operativa Idrografica di Udine (Regione Friuli Venezia Giulia) per aver gentilmente fornito i dati delle altezze idrometriche del fiume Isonzo.

Bibliografia

CELIO M., MALAČIČ V., BUSSANI A., ČERMELJ B., COMICI C., PETELIN B. (2006) - The coastal scale observing system component of ADRICOSM: Gulf of Trieste network. *Acta Adriat.*, **47** (2): (in stampa).

FONDA UMANI S., MILANI L. (1990) - Microzooplancton. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D., Ribera D'Alcalà M. (eds), *Metodi dell'ecologia del plancton marino*. *Nova Thalassia*, **11**: 251-263.

GUSTAFSON D.E.Jr, STOECKER D.K., JOHNSON M.D., VAN HEUKELEM W.F., SNEIDER K. (2000) - Cryptophyte algae are robbed of their organelles by the marine ciliate *Mesodinium rubrum*. *Nature*, **405**: 1049-1052.

LORENZEN C.J., JEFFREY S. (1980) – Determination of chlorophyll in seawater. *UNESCO Technical Papers in Marine Science*, **35**: 1-20.

MOZETIČ P., FONDA UMANI S., KAMBURSKA L. (2002) – Plankton variability in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic). *Archo Oceanogr. Limnol.*, **23**: 7-19.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1029-1031

M. Monti, P. Frisenda*, F. Tamberlich, L. Talarico*

OGS - Dipartimento di Oceanografia Biologica, Via A. Piccard, 54 - 34010 Trieste, Italia.
mmonti@inogs.it
*Dip. Biol., Università degli Studi di Trieste, Via L. Giorgieri, 10 - 34127 Trieste, Italia.

INFLUENCE OF SALINITY ON GROWTH AND FINE STRUCTURE OF *PROROCENTRUM MINIMUM* (PAVILLARD) SCHILLER 1933 UNDER CULTURE: PRELIMINARY RESULTS

INFLUENZA DELLA SALINITÀ SULLA CRESCITA E SULL'ULTRASTRUTTURA DI PROROCENTRUM MINIMUM *(PAVILLARD) SCHILLER 1933 IN COLTURA: RISULTATI PRELIMINARI*

Abstract

Prorocentrum minimum *(Pavillard) Schiller 1933 is a common bloom forming dinoflagellate in temperate waters and it could be potentially toxic.* P. minimum *cells are variable in size and shape. The aim of this study was to evaluate the influence of the salinity on the morphology, ultrastructure and growth of two strains from two different geographical area, Northern Adriatic Sea, Italy and Chesapeake Bay, USA. Growth curve analyses at different salinities, dimensional analyses, SEM and TEM observations were conducted to evaluate different shape, size and ultrustructural modifications possibly linked to different salinities and growth phases.*

Key-words*:* Prorocentrum minimum*, salinity, TEM, SEM, growth curves, morphology, physiology.*

Introduction

Prorocentrum minimum (Pavillard) Schiller 1933 is a common bloom forming dinoflagellate in temperate waters which could be potentially toxic (Heil *et al*., 2005). In Northern Adriatic Sea it is present especially during summer and occasionally forms bloom in conditions of warm desalinated stratified waters (Marasović, 1986). In Chesapeake Bay blooms recur every year in the mesohaline region in late spring and summer after a lengthy sub-pycnocline transport in estuarine circulation (Harding and Coats, 1988). *P. minimum* varies considerably in shape, and several morphological forms have previously assigned to different species (Witek and Pliński, 2000). Different factors, *i.e.* turgor pressure, salinity, temperature and light intensity have been suggested as putative causes for cell size variability (Pertola *et al*., 2003; Heil *et al*., 2005). The aim of this study was to evaluate the influence of the salinity on the morphology, fine structure and growth of two strains isolated from these different geographical areas.

Materials and methods

P. minimum from the Gulf of Trieste (PmK strain) and from Chesapeake Bay (D5 strain) were cultured in f/2-Si medium with the original salinity (32 PSU for PmK and 16 PSU for D5) at 30 µmol photons $m^{-2}s^{-1}$ with 14:10=L:D, T 15 °C. The cultures (both with initial cell density of 6000 cells/ml) were adapted to salinities 8, 16, and 32 PSU and growth curves were obtained for each condition. Every two-three days aliquots were fixed with 1% GTA and concentrated onto Whatman

0.8 μm pore size black filters that were mounted on a glass slide and examined by epifluorescence microscopy (Olympus BX 51). SEM and TEM microscopy was performed for verifying the species features and evaluating possible shape and fine structure modifications relative to salinity. Samples were prepared according to Honsell and Talarico (1985) and examined on a SEM Leica-Cambridge Stereoscan 420i. Aliquots from log phase cultures only were observed by TEM Philips EM201. For each growth phase and salinity, cell dimensions were determined by the Multisizer electronic particle counter (100 μm orifice tube, dimensional range of 2-40 μm).

Results

By SEM in the anterior end, the right valve had a V-shaped depression with an apical pore area presenting a smaller circular auxiliary and a larger elongated flagellar pores. An apical doubled-layered collar next to the auxiliary pore, a forked tooth, a single tooth and a ridged edge next to the flagellar pore were present. Both the strains presented a round-oval shape but differed in cell size. PmK had cell dimensions (17.0±1.2 μm average length) larger than D5 (14.0±1.4 μm). When shifted to different salinities the shape remained unvaried. By Counter analyses cell dimensions varied in relation with the phases for both strains, but did not change whichever the salinity. The growth curves evidenced the highest cell densities with 16 PSU. In particular PmK reached 362,279 cell/ml at day 14 and D5 260,700 cell/ml at day 17. By TEM log phase cells showed changes in the theca development, in the four membrane system, within cytoplasm and in the pusules. In PmK the theca was thin with long spines, varying very little with salinity. D5 showed drastic changes: from thin and with well marked spines at the lowest salinity, to a thicker and compact theca, with more numerous and less evident spines, in the other conditions. A convoluted membrane system, many fibrillar vesicles and dictyosomes were visible at 32 PSU while pusules shrunk enriched with precipitates were visible at 8 PSU.

Conclusions

By SEM both strains showed features resembling those already described for *P. minimum* (Honsell and Talarico, 1985; Pertola *et al.,* 2003), thus confirming that both belong to this species. They have similar roundish shape but differ in dimensions that do not change in relation with salinity. Both strains showed preferences for the intermediate salinity, as indicated by the growth curves showing the highest cell densities, but they both seem to tolerate wide variations as suggested also by TEM preparations where changes, to a more or lesser extent, were observed. TEM preliminary comparison between the two strains in log phase suggests that the adaptive responses of American strain, showing stronger variations in fine structure, may reflect physiological differences with respect to the Adriatic strain. In fact, these variations, especially the presence of fibrillar vesicles and dictyosomes (presumably involved in polysaccharide secretion) and the pusules shrunk and enriched with precipitates, might be all indicative of prompt osmoregulation mechanisms and would indicate a major ‘sensitiveness’ to salinity changes. To confirm this hypothesis further TEM investigations are currently in progress on steady state cells of both strains.

References

HARDING Jr.L.W., COATS D.W. (1988) - Photosynthetic physiology of *Prorocentrum mariae-leburiae* (Dinophyceae) during its subpycnocline transport in Chesapeake Bay. *J. Phycol*., **24**: 77-89.

HEIL C.A., GLIBERT P.M., FAN C. (2005) – *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller A review of harmful algal bloom species of growing worldwide importance. *Harmful Algae*, **4**: 449-470.

HONSELL G., TALARICO L. (1985) - The Importance of Flagellar Arrangement and Insertion in the Interpretation of the Theca of *Prorocentrum* (Dinophyceae). *Bot. Mar.,* **28** (1): 15-21.

MARASOVIĆ I. (1986) - Occurrence of *Prorocentrum minimum* in the Adriatic Sea. *Rap. Procés-verbaux Reun. Comm. Intern. Explor. Scient. Mer Médit*., **30**: 186.

PERTOLA S., FAUST M.A., KUOSA H., HÄLLFORS G. (2003) - Morphology of *Prorocentrum minimum* (Dinophyceae) in the Baltic Sea and in Chesapeake Bay: Comparison of cell shape and thecal ornamentation. *Bot. Mar*., **46**: 477-486.

WITEK B., PLINSKI M. (2000) - The first recorded bloom of *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller in the coastal zone of the Gulf of Gdansk. *Oceanologia*, **42** (1): 29-36.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1032-1035

S. Nocciolini, F. Martelli, R. Pellegrini, C. Elmi

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della regione Toscana,
Dipartimento Provinciale di Grosseto,
Via Fiume, 35 – 58100 Grosseto, Italia.
s.nocciolini@arpat.toscana.it

DISTRIBUZIONE TEMPORALE DELLE PRINCIPALI COMPONENTI FITOPLANCTONICHE DELLA LAGUNA DI ORBETELLO

TIME DISTRIBUTION OF MAINLY PHYTOPLANKTONIC COMPONENTS IN ORBETELLO LAGOON

Abstract

Two basins in Orbetello lagoon have been monitored in order to describe the qualitative and quantitative fluctuation of the main phytoplanktonic components. The abundance of phytoplankton is always very high and has the same trend in the two stations. The Cryptophyceae are the most frequent and abundant cells. Usually the Bacillariophyceae are mainly represented by benthic forms, but sometimes centric Diatoms become the most abundant. Dinophysis *and* Prorocentrum *are the most frequent genera of Dinophyceae.*

Key-words: *Brackish water, coastal lagoons, coastal waters, phytoplankton.*

Introduzione

La Laguna di Orbetello è costituita da due stagni costieri comunicanti tra di loro, la Laguna di Ponente di 1.500 ha e la Laguna di Levante di 1.200 ha. Entrambi i bacini sono poco profondi con un valore medio di circa un metro. La comunicazione e gli interscambi con il mare risultano modesti e per tale motivo la marinizzazione viene artificialmente incrementata mediante l'attivazione di idrovore nel periodo primaverile estivo. In questo peculiare e pregiato ambiente, l'ARPAT conduce molteplici attività di monitoraggio e studio su tutte le matrici, sia attraverso indagini "chimico fisiche" che biologiche.

Materiali e metodi

Nelle zone centrali di ambedue gli specchi d'acqua lagunari (Stazioni CP e CL), sono stati condotti prelievi mensili di acque per lo studio quali-quantitativo delle principali componenti fitoplanctoniche. I campioni sono stati immediatamente fissati con la soluzione di Lugol e l'osservazione microscopica è stata eseguita secondo il metodo di Utermöhl (1958), prendendo in esame le cellule di dimensione superiore a 10 μm. In questa sede vengono brevemente esposti i risultati più recenti relativi ad un periodo di osservazione compreso tra novembre 2003 e dicembre 2004.

Risultati

Le acque lagunari presentano in genere concentrazioni elevate di fitoplancton, con valori frequentemente prossimi al milione di cellule per litro; sono inoltre presenti abbondanti forme indeterminate e non conteggiate di dimensioni di 4-8 μm. Repentini aumenti dell'abbondanza microalgale, talora con valori fino a circa 6 milioni di cellule per litro, sembrerebbero avvenire preferenzialmente nella sta-

gione più fredda (Fig. 1). Questi fenomeni sono determinati solitamente da una elevata proliferazione delle Cryptophyceae, che sono il gruppo tipicamente più abbondante di questo ambiente (Nuccio *et al*., 2003).

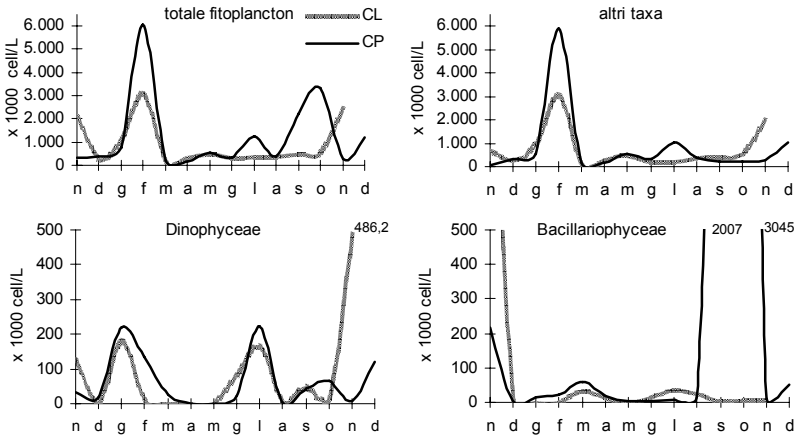


Fig. 1 - Andamento delle densità del fitoplancton e delle sue principali componenti da novembre 2003 a dicembre 2004.
Density of phytoplankton and its mainly components from November 2003 to December 2004.

Diversamente, può avvenire che questi rapidi incrementi in abbondanza del fitoplancton siano da imputarsi alla proliferazione di un'unica specie algale, come nel caso di *Rhizosolenia setigera* Brightwell 1858, che nei mesi di settembre-ottobre rappresentava oltre il 90% delle densità algale. In entrambi gli specchi d'acqua le Bacillariophyceae mostrano alcune variazioni nella loro evoluzione temporale che, esclusa la circostanza descritta per *R. setigegera*, risultano tuttavia di modesta entità.

Le Dinophyceae e il raggruppamento "altri taxa", sembrerebbero mostrare un andamento sostanzialmente analogo nelle due stazioni osservate.

Le Dinophyceae mostrano un andamento oscillante, con valori di densità particolarmente elevati, sia nel periodo autunno-invernale che in quello estivo e valori estremamente bassi nel periodo primaverile.

Ad elevati valori di densità microfitica riscontrati, è tuttavia associata una ridotta diversità di specie. Sia per la stazione posta a Ponente che in quella di Levante, raramente sono state riscontrate oltre 20 unità tassonomiche. Nella Tab. 1 sono elencati i taxa determinati e le loro frequenze di rilevamento. Le Bacillariophyceae, soprattutto le pennate, rappresentano la classe maggiormente rappresentata. Per le Dinophyceae sono stati individuati solo nove generi, sebbene estesamente rappresentati da quelli di *Dinophysis* e *Prorocentrum*.

Le Bacillariophyceae pennate, come i generi *Nitzschia, Navicula e Cylindrotheca* risultano le più abbondanti e rappresentative. Tuttavia in ristretti periodi dell'anno e prevalentemente nella laguna di Ponente le diatomee centriche, come *Rhizosolenia* sp. e *Chaetoceros* sp., diventano rapidamente dominanti per poi in maniera altrettanto rapida scomparire. In media la densità delle Bacillariophyceae si aggira intorno a valori di 40.000 cell/l per la stazione di Ponente e 13.000 cell/l per la stazione di Levante.

Le Dinophyceae, invece, di norma sono presenti con valori intorno a 50.000

Tab. 1 - Elenco dei taxa fitoplanctonici e loro frequenza di rilevamento.
List of phytoplankton taxa and detection frequency.

		Ponente	Levante
BACILLARIOPHYCEAE	*Chaetoceros* sp.	2	3
	Cyclotella sp.	1	
	Dactyliosolen sp.		+
	Coscinodiscus sp.	2	1
	Rhizosolenia setigera	1	1
	Thalassiosira sp.	+	
	Achnanthes sp.		1
	Amphiprora sp.		1
	Amphora sp.	1	3
	Cocconeis sp.	2	1
	Cylindrotheca closterium	5	3
	Cymbella sp.	1	+
	Diatoma sp.		+
	Diploneis sp.		+
	Fragilaria sp.	1	
	Licmophora sp.	2	3
	Lioloma sp.		+
	Navicula spp.	4	4
	Nitzschia spp.	4	5
	Pleurosigma sp.	3	2
	Striatella sp.	+	3
	Synedra sp.	1	+
	Tabellaria sp.	+	
	Thalassionema sp.	2	2
	Thalassiothrix	+	+
	Trichotoxon sp.		+
	Tropidoneis sp.	+	

		Ponente	Levante
DINOPHYCEAE	*Akashiwo sanguinea*	1	2
	Cochlodinium sp.	+	+
	Dinophysis acuminata	+	+
	D. recurva	+	
	D. sacculus	4	3
	Dinophysis sp.	+	+
	Gonyaulax spp.	4	3
	Gymodinium catenatum ?	1	+
	Gymnodinium spp.	2	3
	Gyrodinium sp.	1	1
	Oxytoxum sp.	1	1
	Phalacroma rotundatum	+	
	Phalacroma sp.	+	
	Prorocentrum dentatum	+	+
	P. gracile		+
	P. micans	2	3
	P. minimun	+	+
	P. triestinum	1	+
	Prorocentrum sp.	1	1
	Protoperidinium spp.	3	3
ALTRE CLASSI	*CHLOROPHYCEAE*	4	5
	CHRYSOPHYCEAE	+	+
	CRYPTOPHYCEAE	5	5
	CYANOPHYCEAE	3	2
	DICTYOCHOPHYCEAE	1	
	EUGLENOPHYCEAE	3	3
	PRASINOPHYCEAE	1	2
	PRYMNESIOPHYCEAE	+	1
	RAPHIDOPHYCEAE	3	3

Classi di frequenza di ritrovamento: **+** = presente; **1** =< 20%; **2** = < 40%; **3** = <60%; **4** = <80%; **5** => 80%

cell/l per ambedue le stazioni. Risultano costantemente presenti con i generi *Dinophysis* e *Prorocentrum*; talora diventano quantitativamente importanti i generi *Gymnodinium* e *Gonyaulax*.

Il genere *Prorocentrum* è rappresentato da cinque specie tra cui il più abbondante e frequente risulta *P. micans.* Merita una particolare attenzione, per la sua potenziale tossicità (DSP), il ritrovamento, sebbene in maniera sporadica, del *P. minimun.* (Ade *et al.,* 2003).

Dinophysis sacculus Stein 1883 certamente risulta l'alga più rappresentativa del genere, presente talora con valori massimi rilevanti intorno a 80.000 cell/l. Particolarmente importante risulta il ritrovamento di *Dinophysis recurva* Kofoid and Skogsberg, 1928*,* specie rara per questo ambiente. Riguardo le Dinophyceae vale infine porre l'attenzione sul genere *Gymnodinium,* rilevato con una specie coloniale riconducibile al *G. catenatum*, ma la cui identità dovrà tuttavia essere verificata attraverso ulteriori analisi. Questa alga, se effettivamente confermata, rappresenterebbe senza dubbio una novità per questo sistema di acque di transizione, ma soprattutto potrebbe rappresentare una novità assoluta per il rischio igienico - sanitario che ne deriverebbe a causa della sua potenziale tossicità (PSP) (Garate-Lizárraga *et al*., 2005).

Le forme più piccole dei fitoflagellati (nanofitoplancton) rappresentano la componente prevalente di "altro fitoplancton" (Fig. 2). Per una buona parte di queste cellule, a causa delle loro dimensioni, non è stato possibile assegnare una classe di appartenenza. Tuttavia, delle componenti fitoplanctoniche determinate, le Cryptophyceae risultano la classe più abbondante, raggiungendo densità medie di circa 230.000 e 370.000 cell/l, rispettivamente per le stazioni di Centro Levante

e Centro Ponente; le abbondanze massime sono state riscontrate in ambedue le stazioni nel mese di febbraio con valori superiori a 2.200.000 e 4.400.000 cell/l. Le Chlorophyceae risultano quasi sempre presenti e generalmente rappresentano la seconda classe algale in termini di abbondanza, ma raramente superano il 25% della totalità degli altri taxa fitoplanctonici.

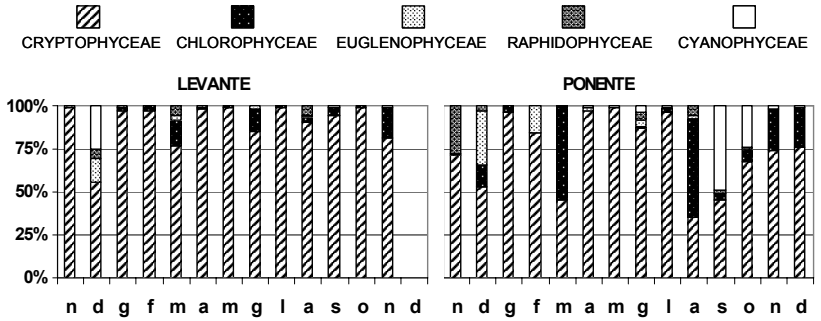


Fig. 2 - Variazioni percentuali di "altri gruppi/altri taxa del fitoplancton".
Changes in percentage of "other phytoplankton groups".

Conclusioni

Le acque della laguna di Orbetello mostrano una densità fitoplanctonica particolarmente alta con valori non di rado superiori al milione di cellule per litro.

Le Cryptophyceae sono la classe più abbondante rilevabile in tutto l'arco dell'anno. Le Bacillariophyceae Pennales risultano, di norma, più abbondanti rispetto alle Centrales.

Le componenti microfitiche bentoniche risultano quantitativamente importanti se non talora dominanti rispetto a quelle prettamente planctoniche. La giustificazione di questo dato richiama ovviamente la modesta profondità delle acque lagunari e la interazione tra la colonna d'acqua e il fondo con la conseguente risospensione delle microalghe bentoniche (ticoplancton).

La presenza di Dinophyceae potenzialmente tossiche, sebbene con valori lontani da quelli tipici dei blooms algali, conferisce allo studio della dinamica e composizione del fitoplancton una ampia valenza che si estende dal monitoraggio ecologico a quello del rischio sanitario.

Bibliografia

ADE P., FUNARI E., POLETTI R. (2003) – Il rischio sanitario associato alle tossine di alghe marine. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **29** (1): 53-68.

GÁRATE-LIZÁRRAGA I., BUSTILLOS-GUZMÁN J.J., MORQUECHO L., BAND-SCHMIDT C.J., ALONSO-RODRÍGUEZ R., ERLER K., LUCKAS K., REYES-SALINAS A., GÓNGORRA-GONZALEZÁ D.T. (2005) - Comparative paralytic schellfish profiles in the strains of *Gymnodinium catenatum* Graham from the Gulf of California, Mexico. *Mar. Poll. Bull.*, **50** (2): 211-217.

NUCCIO C., MELILLO C., MASSI L., INNAMORATI M. (2003) – Phytoplankton abundance, comunity structure and diversity in the eutrophicated Orbetello lagoon (Tuscany) from 1995 to 2001. *Oceanol. Acta*, **26** (1): 15-25.

UTERMÖHL H. (1958) – Zur Vervollkomnung der quatitativen Phytoplankton - Methodik. Mitt. *Int. Ver. Limnol.*, **9**: 1-38.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1036-1038

A. Penna, E. Bertozzini, C. Battocchi, M.G. Giacobbe[1], L. Galluzzi[2], A. Luglié[3], M. Masò[4], S. Prioli[5], A. Milandri[6], M. Pompei[6], M. Magnani

Centro di Biologia Ambientale, Università di Urbino "Carlo Bo", Viale Trieste, 296 – 61100 Pesaro (PU), Italia.
a.penna@uniurb.it
[1]Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, CNR, Messina, Italia.
[2]Centro di Biotecnologie, Università di Urbino "Carlo Bo", Fano (PU), Italia.
[3]Dip. Botanica ed Ecologia Vegetale, Università di Sassari, Sassari, Italia.
[4]Institut de Ciències del Mar, ICM-CSIC, Barcelona. Spagna.
[5]Mare Soc. Coop. a.r.l.,Cattolica (RN), Italia.
[6]Centro Ricerche Marine, Cesenatico (FC), Italia.

MONITORAGGIO DI AREE COSTIERE INTERESSATE DA FIORITURE DI FITOPLANCTON TOSSICO: APPROCCI MOLECOLARI E NUOVE PROPOSTE DI CONTROLLO

MONITORING OF COASTAL AREAS AFFECTED BY HAB PHYTOPLANKTON BLOOMS: MOLECULAR APPROACHES AND NEW PROPOSALS FOR MANAGEMENT

Abstract

Molecular technologies of PCR were applied on seawater fixed samples and molluscs to reveal the presence of some potentially toxic phytoplankton taxa in the Mediterranean Sea. PCR assays on field samples permitted a rapid identification of different genera and species of HAB microalgae. The molecular techniques are able to discriminate HAB target cells at lower detection limit for the traditional microscopy methods. Species-specific PCR assay for HABs applied on molluscs permitted to reveal the presence of toxic cells also in absence of toxicity determined by chemical and mouse bioassay analyses.

Key-words*: phytoplankton, HABs (Harmful Algal Blooms), molluscs, PCR, toxins.*

Introduzione

Per ridurre l'impatto delle fioriture di fitoplancton tossico sulla salute pubblica e sulle attività economiche, è necessario considerare un'adeguata strategia di monitoraggio che possa consentire di conoscere meglio il fenomeno e fornire nuovi e più efficaci strumenti per il controllo e la mitigazione di questi eventi. Il monitoraggio del fitoplancton tossico e delle relative tossine in molluschicoltura viene attualmente effettuato tramite analisi al microscopio dei taxa microalgali, saggi biologici e analisi chimiche con HPLC; queste procedure richiedono personale specializzato e lunghi tempi di procedure in laboratorio. Le moderne tecniche di biologia molecolare possono fornire un valido supporto al monitoraggio di fitoplancton HAB. I geni ribosomiali sono spesso utilizzati come regioni target per lo sviluppo di sonde molecolari specifiche, poiché tali geni sono altamente conservati e ripetuti in tandem ad alto numero di copie nel DNA genomico. In questo studio sono stati sviluppati metodi basati sull'analisi di PCR per la rilevazione di generi e specie fitoplanctoniche potenzialmente tossiche, più diffuse nel bacino del Mediterraneo, sia in campioni di acqua di mare concentrati e fissati con il colorante di Lugol, sia in molluschi (*Mytilus galloprovincialis*) prelevati da impianti di acquacoltura.

Materiali e metodi

Il DNA genomico totale di campioni di fitoplancton è stato estratto utilizzando DNeasy Plant Kit (Qiagen) e/o il metodo di Bertozzini *et al*. (2004). Il DNA genomico di mollusco è stato estratto da epatopancreas e branchie utilizzando il metodo di Galluzzi *et al*. (2005). Sono stati utilizzati primers genere specifici per *Alexandrium* spp. (Galluzzi *et al*., 2004), *Dinophysis* spp. e *Pseudo-nitzschia* spp. (dati non pubblicati) e primers specie-specifici per *A. minutum* (Galluzzi *et al*., 2005), *A. tamarense*, *A. catenella*, *L. polyedrum* (dati non pubblicati). I primers sono stati disegnati nelle regioni ribosomali 5.8S rDNA e ITS. La specificità dei primers è stata verificata *in silico* tramite BLAST (Basic Local Alignement Search Tool) e sperimentalmente tramite amplificazione del DNA di diversi dinoflagellati e diatomee. Le reazioni di PCR sono state eseguite secondo i protocolli di Penna e Magnani (1999) e Galluzzi *et al*. (2005). L'identificazione delle microalghe è stata effettuata mediante l'uso della microscopia ottica e/o a epifluorescenza solo per i dinoflagellati tecati secondo il metodo di Fritz e Triemer (1985).

Risultati

Le reazioni di PCR applicate sul DNA genomico di campioni di fitoplancton e di molluschi (dati non riportati) contaminati da fitoplancton tossico sono risultate specifiche sia utilizzando i primers disegnati sulle sequenze consenso dei generi sia utilizzando i primers disegnati per le specie microalgali target (Tab. 1).

Tab. 1 - Risultati delle analisi di PCR per la rilevazione di cellule di fitoplancton potenzialmente tossico in campioni concentrati (retino 10 μm) di acqua di mare.
Results of PCR analysis for the detection of HAB target cells in concentrated (net mesh size 10 μm) seawater samples.

Località e data	Identificazione PCR genere-specifica	Identificazione PCR specie-specifica	Identificazione per microscopia (cellule totali)
Mar Adriatico, Croce, Marzo 2005	Positivo per *Alexandrium* spp.	Positivo per *L. polyedrum*	*L. polyedrum* (assente) *Alexandrium* spp. (85)
Mar Tirreno, Oristano, Agosto 2003	Positivo per *Dinophysis* spp. *Alexandrium* spp.	Positivo per *A. catenella*	*A. catenella* (assente) *Dinophysis* spp. (10)
Mar Catalano, Tarragona, Barcellona (Spagna), Giugno/Agosto 2004	Positivo per *Pseudo-nitzschia* spp. *Alexandrium* spp.	Positivo per *A. catenella*	*A. catenella* (4.557) *Pseudo-nitzschia* spp. (assente)
Mar Ionio, Mezolungi, (Grecia), Aprile 2004	Positivo per *Alexandrium* spp.	Positivo per *A. minutum*	*A. minutum* (n. d.)[a] *Alexandrium* spp. (12)
Mar Tirreno, Oliveri Marzo 2003	Positivo per *Alexandrium* spp.	Positivo per *A. tamarense*	*A.tamarense* (4.370) *Alexandrium* spp. (4.370)
Mar Ionio, Siracusa Marzo 2003	Positivo per *Alexandrium* spp.	Positivo per *A. minutum*	*A. minutum* (n. d.)[a] *Alexandrium* spp. (n. d.)[a]

[a](n.d. = non determinato)

Conclusioni

I risultati hanno dimostrato che il DNA algale di generi e specie HAB può essere specificamente rilevato in campioni di acqua di mare e molluschi (dati non riportati). Il metodo molecolare è in grado di determinare la presenza di cellule di fitoplancton tossico anche a concentrazioni al limite della sensibilità per il metodo microscopico. Infatti, il metodo basato sulla PCR ha rilevato il 30% in più di positività rispetto all'analisi al microscopio. Inoltre, nei mitili è stato possibile rilevare la presenza di DNA genomico di cellule tossiche *(A. minutum* e *Dinophysis* spp.) anche in assenza di tossicità determinata tramite analisi chimiche (HPLC) e biologiche consentendo una strategia di pre-allarme per la presenza di specie potenzialmente tossiche nel sito di acquacoltura. Dal nostro studio si evince che i metodi molecolari possono essere integrati in campagne di monitoraggio assieme alle tecniche tradizionali. Inoltre, riteniamo che lo sviluppo di nuove tecniche molecolari potrà incrementare le potenzialità di screening delle comunità fitoplanctoniche tossiche negli ecosistemi marini costieri.

Bibliografia

BERTOZZINI E., PENNA A., PIERBONI E., BRUCE I., MAGNANI M. (2005) - Development of new procedures for the isolation of phytoplankton DNA from fixed samples. *Appl. J. Phycol.,* **17**: 223-229.

FRITZ L., TRIEMER R.E. (1985) – A rapid and simple technique utilizing calcofluor white MR2 for visualization of thecal plates. *J. Phycol.,* **21**: 662-664.

GALLUZZI L., PENNA A., BERTOZZINI E., VILA M., GARCES E., GIACOBBE M.G., PRIOLI S., MAGNANI M. (2005) - Development of a qualitative PCR method for the *Alexandrium* (Dinophyceae) detection in contaminated mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Harmful Algae*, **4**: 673-695.

PENNA A., MAGNANI M. (1999) - Identification of *Alexandrium* (Dinophyceae) species using PCR and rDNA-targeted probes. *J. Phycol*., **35**: 615-621.

Ricerca svolta nell'ambito dei Progetti MiPA VI, Strategy EVK3-CT-2001-00046 con il supporto delle Politiche Agricole e Forestali (Pesca e Acquacoltura) e della Comunità Europea, Regione Emilia-Romagna e Regione Marche (CIPE 2003).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1039-1041

R. Pistocchi, F. Guerrini, A. Feller, A. Milandri*, A. Ceredi*, R. Poletti*

Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali, Università di Bologna,
Via Sant'Alberto, 163 - 48100 Ravenna, Italia.
rossella.pistocchi@unibo.it
*Centro Ricerche Marine, Cesenatico, Italia.

EFFETTO DELLA CARENZA DI AZOTO E FOSFORO SULLA PRODUZIONE DI TOSSINE NELLA DINOFLAGELLATA *PROROCENTRUM LIMA* (EHRENBERG) DODGE, 1975

EFFECT OF N- AND P-LIMITATION ON TOXIN PRODUCTION BY THE DINOFLAGELLATE PROROCENTRUM LIMA *(EHRENBERG) DODGE, 1975*

Abstract

Prorocentrum lima *(Ehrenberg) Dodge, 1975 (Dinophyta) was cultured under varying N- and P-limitation conditions. The growth ability of the algae decreased during the stationary phase, while the cell volume progressively increased. Okadaic acid and DTX1 production increased under nutrient unbalanced conditions with a higher effect due to P- than to N-limitation.*

Key-words: *Adriatic Sea, DSP, nutrient deficiency,* Prorocentrum lima.

Introduzione

La sindrome diarroica da molluschi bivalvi (DSP) in mare Adriatico è stata solitamente associata alla presenza di dinoflagellate del genere *Dinophysis*. Le tossine responsabili sono prodotte anche da alcune specie bentoniche del genere *Prorocentrum* tra cui *P. lima*, un organismo diffuso in ambienti sia temperati che tropicali e alla cui presenza sono stati collegati episodi di intossicazione solo grazie a prove circostanziali (van Egmond *et al*., 1993, Lawrence *et al*., 1998). Nel maggio 2002 nei pressi della Laguna di Goro (FE) si sono verificati casi di intossicazione DSP in persone che avevano mangiato mitili raccolti sul fondo della laguna. L'analisi del fitoplancton aveva mostrato la presenza di numerose cellule di *Prorocentrum lima*; l'alga è stata messa in coltura e le analisi hanno rilevato la presenza di acido okadaico e DTX1. Poiché le condizioni nutrizionali solitamente influenzano la quantità di tossine prodotte, *P. lima* è stato coltivato in presenza di diverse concentrazioni di N e P per determinarne la capacità di crescita e la produzione di tossine.

Materiali e metodi

Prorocentrum lima (Ehrenberg) Dodge 1975 è stato isolato dalla Laguna di Goro (Mare Adriatico settentrionale) e mantenuto in coltura a 20 °C, alla salinità del 25‰ e con un periodo luce:buio di 16:8 h. Le alghe sono state fatte crescere nel terreno f/2 modificato in modo da avere varie concentrazioni di N e P: Controllo: N=883 μM, P=36,3 μM;
N-limitazione: 1/3=294,3 μM; 1/10=88,3 μM; 1/20=44,2 μM; 1/50=17,7 μM;
P-limitazione: 1/3=12,1 μM; 1/10=3,6 μM; 1/20=1,8 μM; 1/50=0,7 μM.

L'analisi delle tossine è stata eseguita sulle alghe raccolte alla fine della fase di crescita stazionaria ed eseguita con LC/MS/MS (Yang, in press).

Risultati

Sia la carenza di N che quella di P non hanno influenzato la crescita di *P. lima* durante la fase di crescita esponenziale, mentre in quella stazionaria le colture raggiungevano un numero finale di cellule inferiore all'aumentare della carenza dei nutrienti. Le alghe cresciute con la più bassa concentrazione di P (1/50) erano diminuite dell'86% rispetto al controllo, mentre, con la stessa concentrazione di N la diminuzione era del 73%. Tutte le cellule sottoposte a carenza nutrizionale mostravano un aumento progressivo del biovolume, con un effetto leggermente maggiore dovuto alla carenza di P. L'acido okadaico (AO) è risultato essere la tossina principale presente nel ceppo di *P. lima* studiato, in quanto i livelli di DTX1 erano circa 60 volte più bassi. Sono stati evidenziati effetti diversi delle due carenze sul contenuto di tossine. All'aumentare della limitazione di N il contenuto di AO, dopo un iniziale incremento, rimaneva stabile raggiungendo il valore massimo di 12,5 pg/cellula, 1,8 volte superiore al controllo; le colture con limitazione di P mostravano un incremento crescente all'aumentare della carenza, il quantitativo massimo raggiunto era di 15,8 pg/cellula ed era superiore di 2,3 volte a quello del controllo. Le diverse colture hanno mostrato un biovolume maggiore (1,1-1,3%) di quello del controllo ma, anche esprimendo il contenuto di tossine per biovolume, l'incremento veniva confermato.

Conclusioni

Il ceppo di *P. lima* da noi analizzato ha mostrato di possedere un contenuto di AO più elevato rispetto a quello di DTX1, contrariamente ad altri ceppi isolati in Europa (Bravo *et al*., 2001; Nascimento *et al*., 2005) che contenevano quantità paragonabili delle due tossine. Studi precedenti avevano mostrato come la produzione di tossine in *P. lima* fosse strettamente ed inversamente correlata alla velocità di crescita delle colture (Morlaix e Lassus, 1992; McLachlan *et al*., 1994; Sohet *et al*., 1995). I risultati da noi ottenuti confermano il fatto che una carenza di macronutrienti porta ad una maggiore concentrazione di tossine per cellula, rispetto alle alghe cresciute con nutrienti completi; viene però anche messo in evidenza che è la carenza di P ad indurre un maggiore incremento di tossine.

Bibliografia

BRAVO I., FERNÁNDEZ M.L., RAMILO I., MARTINEZ A. (2001) – Toxin composition of the toxic dinoflagellate *Prorocentrum lima* isolated from different locations along Galician coast (NW Spain) *Toxicon,* **39**: 1537-1545.

LAWRENCE J.E., BAUDER A.G., QUILLIAM M.A., CEMBELLA A.D. (1998) – *Prorocentrum lima*: a putative link to diarrhetic shellfish poisoning in Nova Scotia, Canada. In: Hallaegraff G.M., Blackburn S.I., Lewis R.J. (eds), *Harmful Algae*. Intergov. Oceanogr. Comm, UNESCO, Paris: 78-79.

MCLACHLAN J.L., MARR J.C., CONLON-KELLY A., ADAMSON A. (1994) – Effects of nitrogen and cold temperature on DSP-toxin concentrations in the Dinoflagellate *Prorocentrum lima* (Prorocentrales, Dinophyceae). *Nat. Toxins*, **2**: 263-270.

MORLAIX M., LASSUS P. (1992) – Influence de l'azote et du phosphore sur la croissance et la toxicitè de *Prorocentrum lima* (Ehrenberg) Dodge. *Cryptogamie Algol.,* **13** (3): 187-195.

NASCIMENTO S.M., PURDIE D.A., MORRIS S. (2005) - Morphology, toxin composition and pigment content of *Prorocentrum lima* strains isolated from a coastal lagoon in southern UK. *Toxicon,* **45**: 633-649.

SOHET K., PEREIRA A., BRAEKMAN J-C., HOUVENAGHEL G. (1995) – Growth and toxicity of *Prorocentrum lima* (Erhenberg) Dodge in different culture media: effects of humic acids and organic phosphorus. In: Lassus P., Arzul G., Gentien P., Marcaillou C. (eds), *Harmful Algal Blooms*. Lavoisier publ., Paris, Intercept Ltd, UK: 669-674.

VAN EGMOND H.P., AUNE T., LASSUS P., SPEIJERS G.J.A., WALDOCK M. (1993) – Paralytic and diarrhoeic shellfish poisons: occurrence in Europe, toxicity, analysis and regulation. *J. Nat. Toxins,* **2**: 41-83.

YANG Z. - *Analysis of okadaic acid by negative ESI LC/MS/MS*. Application Note Varian, (in press).

La ricerca è stata condotta con fondi PRIN (ex 40%) del Ministero per l'Università e la Ricerca Scientifica e Tecnologica (MIUR).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1042-1044

M. Riccardi, F. Guerrini, R. Pistocchi, F. Tinti, L. Boni

Centro Interdipartimentale di Ricerche sulle Scienze Ambientali (CIRSA), Università di Bologna,
Via S. Alberto, 163 - 48100 Ravenna, Italia.
manuela.riccardi@unibo.it

CARATTERIZZAZIONE MOLECOLARE DI DIFFERENTI CEPPI DI *PROTOCERATIUM RETICULATUM* (CLAPARÈDE & LACHMANN) BUETSCHLI

MOLECULAR CHARACTERIZATION OF DIFFERENT STRAINS OF PROTOCERATIUM RETICULATUM *(CLAPARÈDE & LACHMANN) BUETSCHLI*

Abstract

Ten strains of Protoceratium reticulatum *(Dinophyta), with different levels of yessotoxin, were cultured. A large part of the Small Subunit ribosomal RNA (SSU) gene (18S rDNA) was sequenced in 2 strains and shown to be homologous to the sequences of the same species deposited in GenBank and to those of closely related species of Dinophyta.*

Key-words: Protoceratium reticulatum*, yessotoxins, Adriatic sea, 18S rDNA, molecular variability.*

Introduzione

Nel Nord Adriatico sono situati importanti allevamenti di bivalvi eduli e i problemi causati dalla presenza di alghe tossiche sono molto seri e ricorrenti da quando, nel 1989, si manifestò per la prima volta la sindrome diarroica da bivalvi (DSP) da mitili pescati *in loco* (Boni *et al*., 1993). Negli epatopancreas dei molluschi è stata rilevata frequentemente dal 1995 la presenza di yessotossina (YTX) talvolta con acido okadaico (Ciminiello *et al*., 1997) e la specie responsabile è stata identificata in *Protoceratium reticulatum* (Boni *et al*., 2002). In seguito ad osservazioni sulla distribuzione della specie e sulla tossicità dei mitili abbiamo ritenuto utile sviluppare tecniche molecolari (PCR-detection), da affiancare alle tradizionali indagini al microscopio per una sua identificazione rapida e certa. Nel presente lavoro diversi ceppi di *P. reticulatum* sono stati caratterizzati attraverso il sequenziamento del gene 18S rDNA (SSU) che codifica per la subunità minore dell'RNA ribosomale, con l'intento di confrontarli con sequenze, già presenti in banca dati, di ceppi di diversa provenienza geografica e di altre specie; si intendeva inoltre evidenziare una eventuale variabilità molecolare associabile ai differenti livelli di tossicità osservati nei ceppi.

Materiali e metodi

Colture. Protoceratium reticulatum (Claparède & Lachmann) Buetschli è stato isolato nelle acque costiere dell'Emilia Romagna (Italia) dal 1998 al 2004; 10 diversi ceppi sono stati coltivati in terreno f/2 a 20 °C e luce-buio 16:8h. Le colture sono state seguite secondo Utermohl e l'analisi delle tossine è stata condotta secondo Yasumoto e Takizawa (1997).

Estrazione di DNA e amplificazione di SSU. Il DNA dei ceppi di *P. reticula-*

tum è stato estratto secondo Godhe *et al*., 2001 e gran parte del gene 18S rDNA (SSU) è stata amplificata secondo Grzebyk *et al*., 1998.

Analisi delle sequenze. I prodotti di PCR sono stati purificati per via enzimatica e sequenziati con BigDye Terminator v1.1 Cycle sequencing Kit (Applied Biosystems) e fatti correre su ABI PRISM 310 Genetic Analyzer (Perkin Elmer). Le reazioni di sequenziamento sono state completate usando sia gli originali primers di PCR che una coppia di primers interni secondo Saldarriaga *et al*. (2001). Le sequenze sono state analizzate con ProSeq v2.91, allineate con ClustalX 1.83 e verificate manualmente.

Analisi filogenetiche. Sono state compiute comparando le nostre sequenze di *P. reticulatum* con quelle, presenti in banca dati, di altri ceppi e di altre specie.

Risultati

I 10 differenti ceppi di *P. reticulatum* presentano una concentrazione di YTX da 19,5 a 65 pg/cell. Tra essi abbiamo scelto quelli che hanno dato il migliore prodotto di estrazione del DNA e che avevano evidente differenza di tossicità, PRA 1203 (22 pg/cell) e PRA 1404 (65 pg/cell). L'amplificazione del gene 18S rDNA (SSU) ha permesso di ottenere un risultato in linea con quelli attesi e riportati in bibliografia, pari a circa 1750 bp (Grzebyk *et al*., 1998; Saldarriaga *et al*., 2001). I due diversi ceppi non hanno presentato variabilità significativa, come atteso poichè questo gene è altamente conservato all'interno delle specie. La sequenza ottenuta è decisamente sovrapponibile a quella di un ceppo del Nord Atlantico (AF274273) e presenta una leggera variabilità rispetto a un ceppo coreano (AY421790).

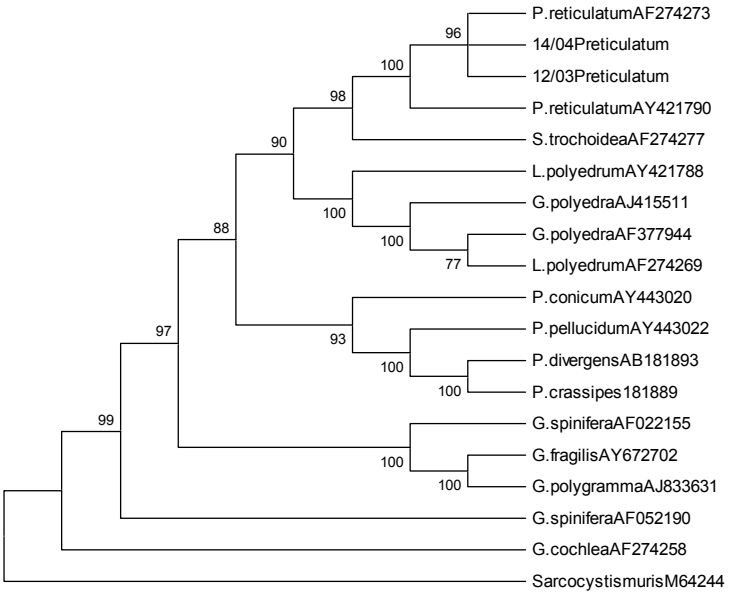


Fig. 1 - Albero filogenetico Neighbor-joining delle specie di Dinophyta da noi prese in esame; sono incluse le sequenze di *P. reticulatum* da noi ottenute.

Phylogenetic tree using the Neighbor-joining method, among the Dinophyta species. The sequences of P. reticulatum *from the Adriatic Sea are included.*

Le analisi filogenetiche (Fig. 1) permettono di osservare la presenza di due sequenze che si discostano: *Gonyaulax cochlea* (AF274258) e *Gonyaulax spinifera* (AF052190). Tutte le altre sono radunate in unico cluster che si suddivide in due gruppi principali: uno costituito da *G. spinifera* (AF022155), *Gonyaulax fragilis* (Riccardi *et al*., 2004) e *Gonyaulax polygramma* (AJ833631) ed un altro a sua volta suddiviso in due cluster: uno costituito da differenti specie di *Protoperidinium* e il secondo ulteriormente suddiviso in due cluster costituiti dal gruppo *Gonyaulax polyedra*/*Lingulodinium polyedrum* e dal gruppo *P. reticulatum*, in cui le sequenze da noi ottenute si inseriscono. L'albero filogenetico è supportato da valori alti di bootstrap.

Conclusioni

I ceppi di *P. reticulatum* del Mar Adriatico sono stati caratterizzati per la prima volta attraverso il sequenziamento del gene 18S rDNA (SSU) e mostrano perfetta corrispondenza con un ceppo americano e minime differenze con quello coreano. Le sequenze ottenute evidenziano in via preliminare l'omogeneità genetica delle colture allestite in anni diversi e con differenti livelli di tossicità.

Bibliografia

BONI L., MILANDRI A., POLETTI R., POMPEI M. (1993) - DSP cases along the coast of Emilia-Romagna (northwestern Adriatic sea). In: Smayda T.J., Shimizu Y. (eds), *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Elsevier Science publ.: 475-481.

BONI L., CEREDI A., GUERRINI F., MILANDRI A., PISTOCCHI R., POLETTI R., POMPEI M. (2002) - *Protoceratium reticulatum* (Peridiniales, Dinophyta) in the North-Western Adriatic Sea (Italy). In: Hallegraeff G.M., Blackburn S.I., Bolch C.J., Lewis R.J. (eds), *Harmful Algae. Intergov. Oceanogr. Comm.*, Paris: 137-140.

CIMINIELLO P., FATTORUSSO E., FORINO M., MAGNO S., POLETTI R., SATAKE M., VIVIANI R., YASUMOTO T. (1997) – Yessotoxin in mussels of the Northern Adriatic Sea. *Toxicon,* **35**: 177-183.

GODHE A., OTTA S.K., REHNSTAM-HOLM A.S., KARUNASAGAR I., KARUNASAGAR I. (2001) - Polymerase chain reaction in detection of *Gymnodinium mikimotoi* and *Alexandrium minutum* in field samples from Soutwest India. *Mar. Biotechnol.,* **3**: 152-162.

GRZEBYK D., SAKO Y., BERLAND B. (1998) - Phylogenetic analysis of nine species of *Prorocentrum* (Dinophyceae) inferred from 18S ribosomal DNA sequences, morphological comparisons, and description of *Prorocentrum panamensis*, sp. nov. *J. Phycol.,* **34**: 1055-1068.

RICCARDI M., GUERRINI F., PISTOCCHI R., TINTI F., BONI L. (2004) - Species-specific 18S rDNA probe for identification of the mucilage producer microalga *Gonyaulax fragilis* (Dinophyta). *Biol. Mar. Medit.,* **11** (3): 199.

SALDARRIAGA J.F., TAYLOR F.J.R., KEELING P.J., CAVALIER-SMITH T. (2001) - Dinoflagellate nuclear SSU rRNA phylogeny suggests multiple plastid losses and replacements. *J. Mol. Evol.,* **53**: 204-213.

YASUMOTO T., TAKIZAWA A. (1997) - Fluorometric measurement of yessotoxins in shellfish by high pressure liquid chromatography. *Biosci. Biochem. Biotech.,* **61**: 1775-1777.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1045-1048

G. Sanavio, B. Dall'Ara, C. Masiero, L. Boldrin

ARPA Veneto, Osservatorio Acque di Transizione, Viale della Pace, 73 – 45100 Rovigo, Italia.
gsanavio@arpa.veneto.it

IL MONITORAGGIO DEL FITOPLANCTON POTENZIALMENTE TOSSICO NELLE ACQUE LAGUNARI DEL DELTA DEL PO

MONITORING OF POTENTIALLY TOXIC PHYTOPLANKTON IN THE PO RIVER DELTA LAGOONS

Abstract

The present work exams the monitoring activity of potentially toxic phytoplankton in the Po river Delta lagoons. This work reports the Pseudo-nitzschia *spp. spatial and temporal distribution in the sampling lagoons in the years 2003-2004.*

Key-words: *monitoring, lagoons, Northen Adriatic Sea,* Pseudo-nitzschia *spp.*

Introduzione

Il monitoraggio delle acque di laguna adibite all' allevamento e alla raccolta di molluschi, dei territori provinciali di Rovigo e Venezia, viene programmato e coordinato da ARPAV tramite l'Osservatorio Acque di Transizione utilizzando una rete regionale di stazioni di campionamento. Le aree di studio richiedono protezione e miglioramento per consentire la vita e lo sviluppo dei molluschi bivalvi e contribuire alla buona qualità dei prodotti e quindi alla tutela della salute pubblica.

I molluschi eduli lamellibranchi (mitili, vongole, pettini, ostriche), in virtù della loro particolare modalità di alimentazione, basata sulla filtrazione, possono accumulare all'interno del proprio tessuto digestivo significative quantità di microalghe tossiche e di tossine che entrando nella catena alimentare attraverso questi arrivano all'uomo determinando in esso l'insorgenza di intossicazioni.

Per questo motivo anche se non espressamente richiesto dal D.Lgs 152/99 e s.m.i., ARPAV in analogia con i monitoraggi delle acque marino costiere, effettua la ricerca delle microalghe potenzialmente tossiche nelle acque lagunari limitatamente al Delta del Po per la conformità delle acque destinate alla vita dei molluschi (Allegato 2 Tab. 1C).

I dati relativi vengono trasferiti successivamente alla Regione Veneto e di qui al Ministero dell'Ambiente.

Materiali e metodi

L'area di studio riguarda sedici stazioni di campionamento localizzate nelle principali lagune del Delta del Po: laguna di Caleri, Vallona, Barbamarco, Canarin e Sacca di Scardovari (Fig. 1). Il periodo di indagine è relativo agli anni 2003-2004. I campionamenti sono stati effettuati con cadenza trimestrale.

I campioni sono stati conservati in bottiglie di vetro scuro mediante aggiunta di Lugol. Il conteggio è stato effettuato secondo il metodo Utermöhl (1958) descritto anche da Zingone *et al.* (1990), utilizzando un microscopio ottico invertito a

un ingrandimento di 20× e camerette di sedimentazione con capacità di 25 ml. La lettura è stata fatta su tutta la camera di sedimentazione per una valutazione di maggiore precisione.

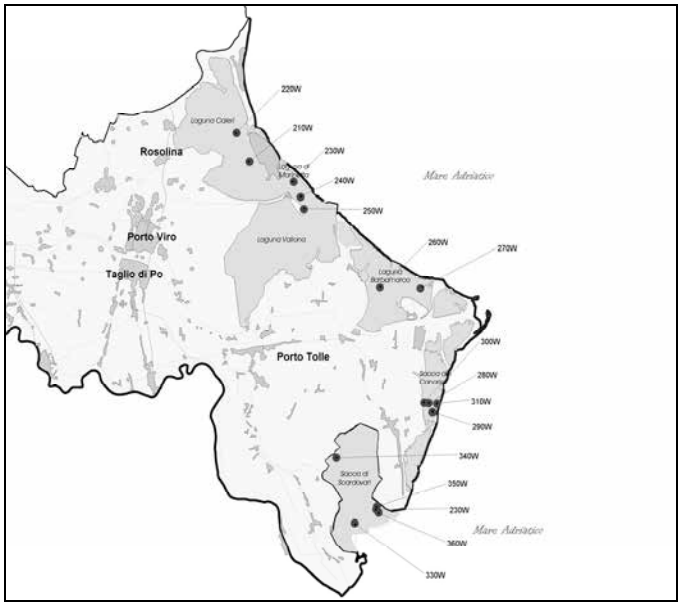


Fig. 1 - Area di studio.
Sampling area.

Si è effettuata la ricerca delle seguenti specie potenzialmente tossiche: *Dinophysis* spp., *Lingulodinium polyedrum*, *Protoceratium reticulatum*, *Alexandrium* spp., *Pseudo-nitzschia* spp.

Il risultato finale è stato espresso in Cell./l.

Risultati

Si è considerato in particolare l'andamento delle *Pseudo-nitzschia* spp. essendo il genere maggiormente rappresentato nei due anni di monitoraggio. Alcune specie del genere *Pseudo-nitzschia* sono componenti comuni del fitoplancton,e possono produrre acido domoico (DA), un aminoacido neurotossico responsabile di intossicazione del tipo *Amnesic Shellfish Poisoning* (ASP) (Rapporti ISTISAN 03/32). Si evidenzia che la presenza di *Pseudo-nitzschia* spp. non solo è aumentata nel 2004 rispetto al 2003, ma si è anche estesa a tutte le stazioni di prelievo in tutti i periodi di campionamento (Figg. 2-3).

Per quanto riguarda le altre specie si segnala la sola presenza di *Lingulodinium polyedrum* nelle lagune di Canarin e Barbamarco nel mese di luglio 2003 (40-120 Cell./l).

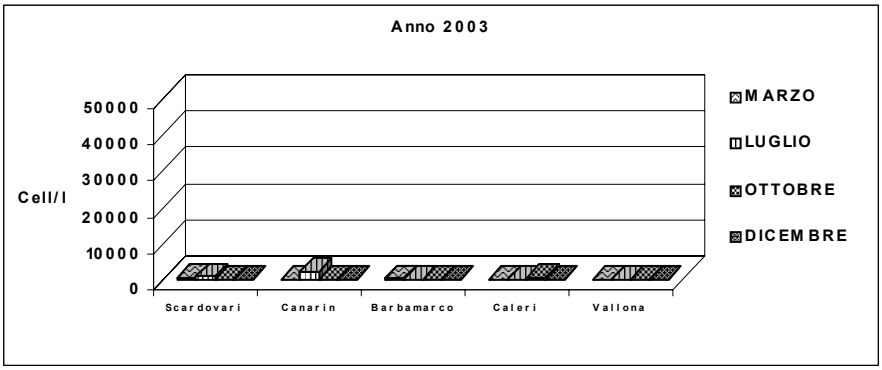


Fig. 2 - Anno 2003. Distribuzione di *Pseudo-nitzschia* spp. per laguna in ogni periodo di campionamento.
Year 2003. Distribution of Pseudo-nitzschia *spp. for lagoon in all sampling cicles.*

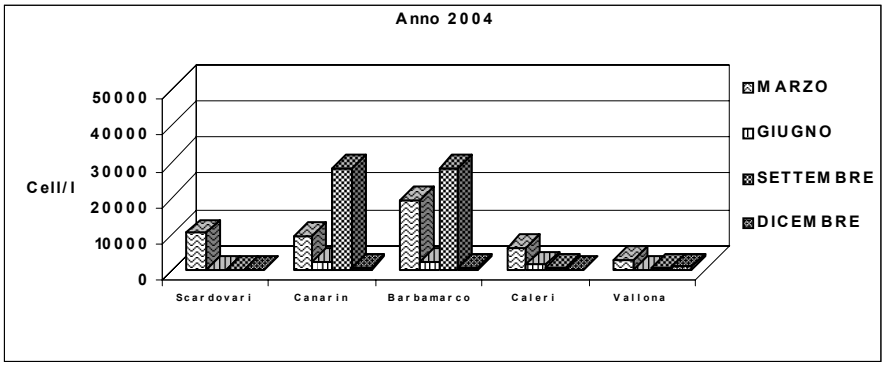


Fig. 3 - Anno 2004. Distribuzione di *Pseudo-nitzschia* spp. per laguna in ogni periodo di campionamento.
Year 2004. Distribution of Pseudo-nitzschia *spp. for lagoon in all sampling cicles.*

Conclusioni

Da un'attenta analisi dei risultati ottenuti nei due anni di studio emerge la presenza di una sola delle cinque specie ricercate: questo costituisce un segnale positivo in queste zone dove viene praticata una intensa attività di allevamento, ma non sufficiente per considerare impossibile il rischio potenziale di bioaccumulo nei molluschi.

Si ritiene quindi particolarmente utile e importante continuare il monitoraggio del fitoplancton potenzialmente tossico insieme alle altre indagini previste per la conformità delle acque lagunari destinate alla vita dei molluschi (D.Lgs 152/99 e s.m.i. Allegato 2 Tab. 1C).

Occorre certamente, in base ai risultati di queste analisi, implementare la collaborazione con le strutture regionali e sanitarie competenti per integrare il più possibile le informazioni ottenute sia relativamente alla presenza delle microalghe tossiche sia al bioaccumulo delle tossine nei molluschi.

Bibliografia

UTHERMÖHL H. (1958) - Zur vervolkommung der qualitativen Phytoplankton methodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.*, **9**: 1-38.

ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990) - Metodi nell'Ecologia del Plancton Marino: Fitoplancton. *Nova Thalassia*, **11**: 184-187.

DECRETO LEGISLATIVO, 11 Maggio 1999 n.152 - Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. G.U.29/5/1999, n.124

RAPPORTI ISTISAN 03/32 - Alghe tossiche: tecniche di campionamento e identificazione, e valutazioni statistiche di uso comune.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1049-1051

G. Sanavio, M. Lionello, M. Osti, C. Soccorso*

ARPA Veneto-Area Tecnico Scientifica-Osservatorio Acque di Transizione,
Viale della Pace, 73 – 45100 Rovigo, Italia.
gsanavio@arpa.veneto.it
*Regione Veneto-Direzione Geologia e Ciclo dell'Acqua, Calle Priuli, 99 – 30100 Cannaregio (VE), Italia.

POPOLAMENTI ZOOPLANCTONICI DELLE ACQUE MARINO COSTIERE ANTISTANTI LA COSTA VENETA

ZOOPLANKTON IN THE COASTAL MARINE WATERS OF THE VENETO

Abstract

Spatial distribution and temporal patterns of zooplankton population were investigated in the High Adriatic Sea. The samples were collected in the coast marine waters of the Veneto, in the framework project Interreg IIIA/Phare CBC Italy-Sloveny. Temporal distributions of zooplankton abundances were in accordance with biological cycles of different taxa. Copepods presented maxim density in June; Cladocera were more abundant in June, August, September and October; other zooplankton showed the maxim increase in December.

Key-words: *zooplankton, coastal waters, temporal distribution, Adriatic Sea.*

Introduzione

Numerose ricerche condotte sin dal secolo scorso hanno permesso di approfondire la conoscenza dell'ecologia dello zooplancton nell'Adriatico Settentrionale in relazione alla complessa dinamica di questo ecosistema (Fonda Umani *et al.*, 1979) e ai fenomeni di mucillagine che negli ultimi anni interessano sempre più spesso questo mare (Camatti *et al*., 2002). Il monitoraggio dello zooplancton che ARPAV conduce dal 2001 nelle acque marino costiere del Veneto (Interreg IIIA/Phare CBC Italia Slovenia) consente di mantenere aggiornato lo stato della composizione del mesozooplancton dell'Alto Adriatico. Allo scopo si espongono alcuni risultati sull'andamento della distribuzione spazio temporale delle popolazioni mesozooplanctoniche in un ciclo annuale di campionamento (gennaio-dicembre 2004).

Materiali e metodi

Lungo la costa veneta, che si estende per oltre 156 km tra le province di Venezia e di Rovigo (Ancona *et al.*, 2003) e che può essere vista come un golfo, sono state posizionate 8 stazioni di campionamento a 500 m di distanza dalla costa tra Caorle ed il Delta del Po. Le attività di monitoraggio in mare vengono effettuate a frequenza mensile o bimensile, tramite un'imbarcazione da altura opportunamente attrezzata. Gli organismi mesozooplanctonici vengono raccolti nella colonna d'acqua obliqua, utilizzando un retino standard WP2 con bocca di 60 cm, munito di flussometro, con vuoto di maglia di 200 µm. I campioni, subito dopo il prelievo, vengono fissati con formaldeide al 4% tamponata con tetraborato di sodio e, una volta trasportati in Laboratorio, sono destinati all'analisi quali-

quantitativa. Tali analisi vengono effettuate da biologi dell'Osservatorio Acque di Transizione presso il Dipartimento Provinciale ARPAV di Rovigo, utilizzando stereomicroscopi, microscopi ottici, e chiavi tassonomiche. L'analisi consiste nel conteggio di tutti gli organismi mesozooplanctonici, identificati per gruppo sistematico, preferibilmente a livello di specie, ed espressi come individui/m^3. L'identificazione di specie viene eseguita per i copepodi e per i cladoceri. I taxa identificati sono stati analizzati come tre grossi gruppi: Copepoda, Cladocera, altri taxa (= altro zooplancton).

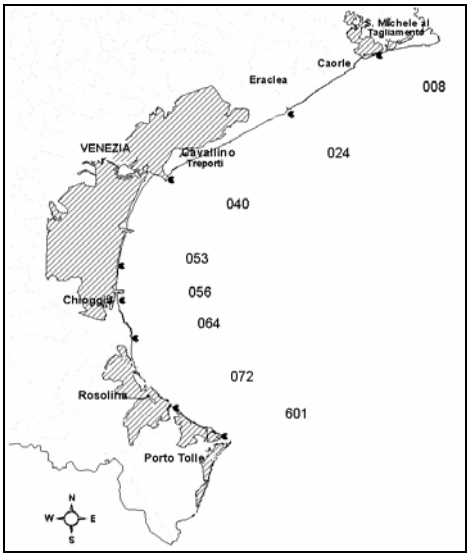


Fig. 1 - Area di studio e stazioni campionate.
Investigated area and sampling station.

Risultati

Dal grafico delle variazioni temporali delle abbondanze sembra che il mesozooplancton abbia una distribuzione ciclica con minimi nei mesi di marzo, luglio e novembre. I dati mostrano inoltre che la comunità mesozooplanctonica varia in composizione nei vari mesi dell'anno. In particolare si osservano: popolazioni composte quasi esclusivamente da copepodi nei mesi di marzo, aprile, luglio e novembre; popolazioni rappresentate principalmente da copepodi e taxa diversi dai cladoceri nei mesi di dicembre, gennaio, febbraio e maggio; popolazioni costituite dai tre grossi gruppi sopramenzionati negli altri mesi. I copepodi presentano il massimo di abbondanza nel mese di giugno; i cladoceri sono ben rappresentati nei mesi di giugno, agosto, settembre ed ottobre; l'altro zooplancton, con abbondanze mediamente basse, presenta la maggior numerosità nel mese di dicembre.

Confrontando le abbondanze totali delle stazioni si osserva: che le acque costiere del golfo sono più povere di organismi mesozooplanctonici, che i cladoceri sono più abbondanti nella zona costiera meridionale influenzata dalle acque dolci del fiume Po e che i copepodi sono più numerosi nella parte settentrionale della costa veneta.

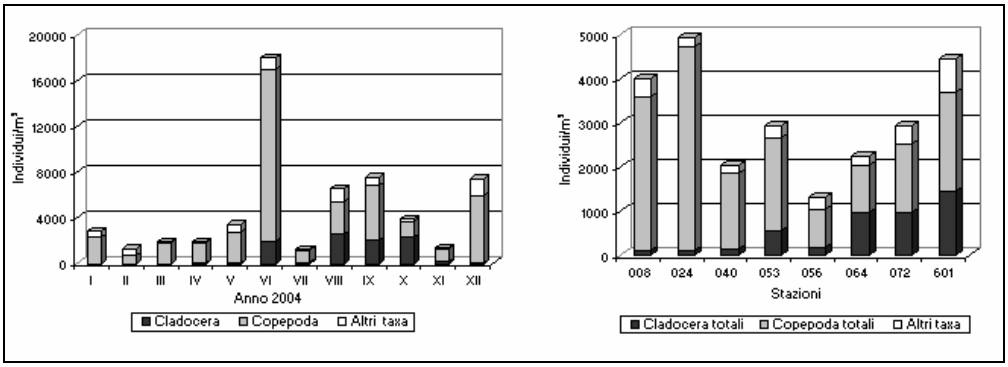


Fig. 2 - A sinistra: Variazioni temporali delle abbondanze zooplanctoniche medie alle 8 stazioni campionate.
A destra: Abbondanze zooplanctoniche alle otto stazioni di campionamento. I valori riportati sono le medie relative al periodo di studio (gennaio-dicembre 2004).
On the left: Monthly zooplakton average abundance.
On the right: Zooplakton average abundances in the sampling stations (2004).

Conclusioni

Le variazioni temporali in composizione e abbondanza delle popolazioni mesozooplanctoniche, che si osservano nella fascia costiera del Veneto, fanno supporre che esse siano espressione principale dei cicli biologici delle specie; mentre le variazioni spaziali potrebbero essere dovute alle caratteristiche dell'ecosistema costiero influenzato dalle acque marine e dalle foci dei fiumi, che apportano, in certi periodi dell'anno, abbondanti quantitativi di acque dolci e di nutrienti.

Bibliografia

ANCONA S., ZOGNO A.R., IACOVONE V. (2003) – Rapporto interno - Progetto MAR-CO2. Monitoraggio integrato dell'ambiente marino costiero nella Regione Veneto (D.Lgs. 152/99 e s. m. i.). Novembre 2002- Ottobre 2003.

CAMATTI E., COMASCHI A., ACRI F. (2002) – Variazioni di popolazioni mesozooplanctoniche in Adriatico settentrionale (luglio 1999-ottobre 2000). *Biol. Mar. Medit.,* **9** (1): 441-444.

FONDA UMANI S., SPECCHI M. (1979) – Primi risultati di una bibliografia sullo zooplancton dell'Adriatico. *Nova Thalassia*, **3** (Suppl.): 49-88.

Questo studio è stato condotto nel quadro delle iniziative che ARPAV – Osservatorio Alto Adriatico mette in opera in applicazione della normativa vigente per la salvaguardia dell'ambiente marino e in particolare nell'ambito del Programma Nazionale di monitoraggio dell'ambiente marino-costiero, predisposto dal Ministero dell'Ambiente-Servizio Difesa del Mare e dalla Regione Veneto nonché del Progetto Interreg IIIA/Phare CBC Italia Slovenia.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1052-1054

O.D. Saracino, F. Rubino

IAMC–CNR, Talassografico "A. Cerruti", Via Roma, 3 – 74100 Taranto, Italia.
daniela.saracino@iamc.cnr.it

BALLAST WATER MONITORING IN CARGO VESSELS IN TARANTO HARBOUR (IONIAN SEA)

MONITORAGGIO DELLE ACQUE DI ZAVORRA DI NAVI MERCANTILI NEL PORTO DI TARANTO (MAR IONIO)

Abstract

In order to study the possibility of introduction of non indigenous planktonic species, water and sediment samples were collected from the ballast tanks of 19 cargo vessels which arrived in Taranto between July 2003 and December 2004. A total of 48 phytoplanktonic species were recorded in the water and 51 different morphotypes of resting stages were identified in the sediments. Among the species recorded, 4 diatoms (active stages) and 3 dinoflagellates (cysts) have not previously been reported from the Ionian Sea.

Key-words: *plankton, resting stages, ballast, introduced species, Mediterranean Sea.*

Introduction

Ballast waters (typically sea water, but also brackish and freshwaters, depending on the navigation route) are commonly used to enhance the safety and operational efficiency of cargo vessels. During the ballasting procedures, microscopic aquatic organisms and propagules are also loaded aboard vessels. These including holoplanktonic species, larvae of invertebrates and fishes, and pathogens (Carlton, 1996). Subsequent deballasting releases the organisms and represents a potential vector for the introduction of non indigenous species to aquatic environments (Carlton, 1985).

This study aimed to assess the possibility of the introduction of exotic planktonic species to Mar Piccolo and Mar Grande of Taranto by deballasting from the cargo vessels entering the harbour.

Materials and methods

Water and sediment samples were collected from the ballast tanks of 19 vessels which entered the Taranto harbour between July 2003 and December 2004.

Samples for active stage analyses were obtained by filtering 30 litres of water, collected along the whole water column in the ballast tanks, through a 20 μm filter mesh. Water samples were fixed *in situ* with neutralised (pH 7.3) formaldehyde to a final concentration of 1.6% and subsamples of 50 ml were analysed according to Zingone *et al.* (1990).

Sediment samples were collected from the bottom of the ballast tanks and stored at 4 °C in the dark until processing. Aliquots of wet sediment (from 5 to 12 cm^3), treated as in Rubino *et al.* (2000) methodology, were analysed for identification, enumeration and isolation of resting stages for the incubation experiments.

Results

In total, 48 phytoplanktonic species were identified in the water samples, representing 46 genera, including diatoms, dinoflagellates, coccolithophorids and other organisms.

Species richness per sample varied from 0 to 15, while densities ranged between 0 and 60,000 cells/l. In each sample densities of both planktonic (e.g. *Bacteriastrum delicatulum*, *Coscinodiscus* sp. and *Leptocylindrus minimus*) and benthic (e.g. *Paralia sulcata*) diatoms, were higher than dinoflagellates.

Among the diatoms, the species *Cymbella lanceolata*, *Odontella mobiliensis* and *Planktoniella sol* were not previously reported from the Ionian Sea and *Triceratium* is a genus new to the investigated area.

Resting stages were also observed: 51 different cyst morphotypes were recognized in ballast sediment samples, representing 17 dinoflagellate genera and 1 diatom genus, as well as rotifers and copepods. Species richness per sediment sample ranged from 0 to 21, while densities reached 3,200 cysts/ml of wet sediment.

Resting stages produced by potentially toxic dinoflagellate species of the genus *Alexandrium* were found in the 40% of the sediment samples. *Bicarinellum tricarinelloides* (paleontological *taxon*), and cysts of *Gymnodinium instriatum* and *Pheopolykrikos hartmannii* are dinoflagellates not previously reported in the Ionian Sea.

Conclusions

These preliminary results indicate low biological diversity and abundance of planktonic stages in ballast waters of cargo vessels entering Taranto, compared with other studies (e.g. Mc Carthy & Crowder, 2000). However, our results are almost certainly underestimated due to the difficulties encountered in collecting and enumerating samples; it was only possible to sample one ballast container per ship and the samples often contained many rust particles which impeded analysis.

High densities of viable resting stages were recorded in some ships, likely due to the capacity of resting stages to withstand the severe conditions existent within ballast tanks, such as absence of light, reduced food availability and strong fluctuations of physico-chemical conditions (Chu *et al*., 1997). *Alexandrium* cyst morphotypes, produced by potentially harmful species and not previously found in the Taranto seas, were also observed in ballast samples. The potential introduction of such toxic species represents a very real risk for the studied area, where intensive and widespread mussel culturing activities are carried out.

It is essential, therefore, that future research within this project include the improvement of sampling techniques and the implementation of the monitoring plan, with the involvement of local institutions.

Acknowledgement

Ecotaras S.p.A. (Techn. Resp. Dr A. Grasso) obtained permits from shipping agencies and carried out the sampling operations on cargo vessels. We wish to thank the two reviewers for their critical comments that improved the manuscript. E. Bell (Univ. of Potsdam) reviewed the English version of this paper.

References

CARLTON J.T. (1985) - Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **23**: 313-371.

CARLTON J.T. (1996) - Marine bioinvasions: the alteration of marine ecosystems by non-indigenous species. *Oceanography,* **9** (1): 36-43.

CHU K.H, TAM P.F., FUNG C.H., CHEN Q.C. (1997) - A biological survey of ballast water in container ships entering Hong Kong. *Hydrobiologia*, **352**: 201-206.

MC CARTHY H.P., CROWDER L.B. (2000) - An overlooked scale of global transport: phytoplankton species richness in ships' ballast water. *Biological Invasion,* **2** (1): 321-322.

RUBINO F., BELMONTE G., MIGLIETTA A.M., GERACI S., BOERO F. (2000) - Resting stages of plankton in recent North Adriatic sediments. *P.S.Z.N.: Mar. Ecol.*, **21** (3-4): 263-286.

ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990) - Fitoplancton. *Nova Thalassia*, **11**: 183-198.

Work performed in the framework of the IMSAT (Individuation and Monitoring of Alien Species in Taranto Seas) Project, funded by MIUR (Italian Ministry of Education, University and Scientific Research) (P.I. Dr E. Cecere).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1055-1058

G. Alabiso, M. Giacomini*, M. Milillo, P. Ricci

CNR - Ist. Ambiente Marino Costiero, Talassografico "A. Cerruti", Via Roma, 3 - 74100 Taranto, Italia.
g.alabiso@iamc.cnr.it
*DIST, Università di Genova, Italia.

CHEMICAL-PHYSICAL CONDITIONS IN THE TARANTO SEA SYSTEM FROM 2002 TO 2004

CONDIZIONI CHIMICO-FISICHE NEL SISTEMA DEI MARI DI TARANTO DAL 2002 AL 2004

Abstract

In the present paper, the variations of seawater variables in the Taranto Sea System (i.e. the Mar Grande, Primo Seno e Secondo Seno of the Mar Piccolo) are presented. The variables examined were: temperature, salinity, chl-a, transparency and nutrients. Sampling was carried out from 2002 to 2004 at ten stations. The data obtained showed that the basins are characterised by different levels of confinement; moreover, the most confined basins exhibit a noticeable instability. This, probably, depends not only on their morphological characteristics but also on human activities.

Key-words*: water analysis, clorophyll-a, nutrients, Taranto Seas.*

Introduction

The present paper is part of a project which aims to construct a mathematical model for both the seasonal and spatial variations of the chemical-physical characteristics of seawater from the basins forming the system of the Taranto Seas: the Mar Grande basin (MG) and the Mar Piccolo basin (MP), divided into two smaller inlets, Primo Seno (PS) and Secondo Seno (SS). The model purpose is to detect changes caused by the anthropogenic impact. The basins are characterized by seawater differing for both a chemical-physical and a biological point of view (Strusi and Pastore, 1975). In particular, in the Mar Piccolo many submarine freshwater spring (locally called Citri) and the outfalls of small tributary rivers are present. The main goal of the present study is to detect, by three years of observations, possible seasonal variability of the considered variables and zones with similar features.

Materials and methods

The following chemical-physical variables were examined: temperature, salinity, transparency, chl *a*, $N\text{-}NH_4$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NO_3$, $P\text{-}PO_4$, $Si\text{-}SiO_2$, total N and total P. Sampling was carried out twice a month from 01/02 to 12/04 at surface, at seven stations in MP [4 in PS and 3 in SS] and at three stations in MG (Fig. 1). Salinity, temperature and chlorophyll *a* concentrations were measured by a multiparametric probe Idromar IM52, transparency by the Secchi disk. A statistical elaboration was performed on the data of each variable at every station to detect both possible seasonal variability and not seasonal trends, this was achieved by the calculation of autocorrelation coefficients (autocorrelation significant when lag (k) >0.2 (Kendall, 1976). To single out probable homogeneous stations clusters, after eliminating the factor seasonality from the data series, these were compared

by the ANOVA [F(0.05,9,230)], followed by the Duncan test (Dumouchel and Duncan, 1983).

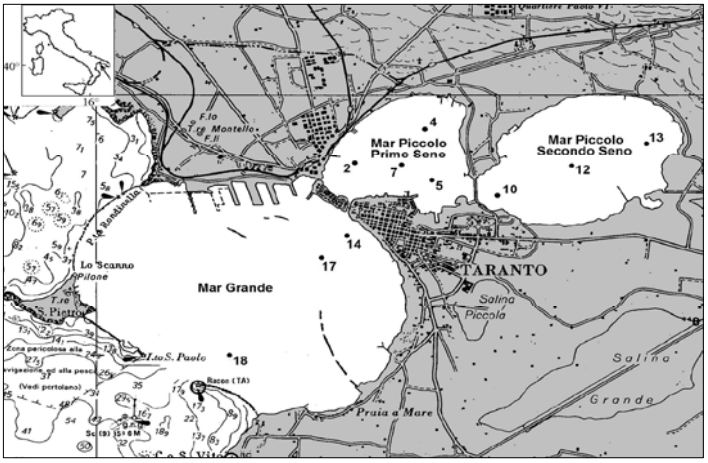


Fig. 1 - Geographic location of the sampling stations.
Collocazione geografica delle stazioni di campionamento.

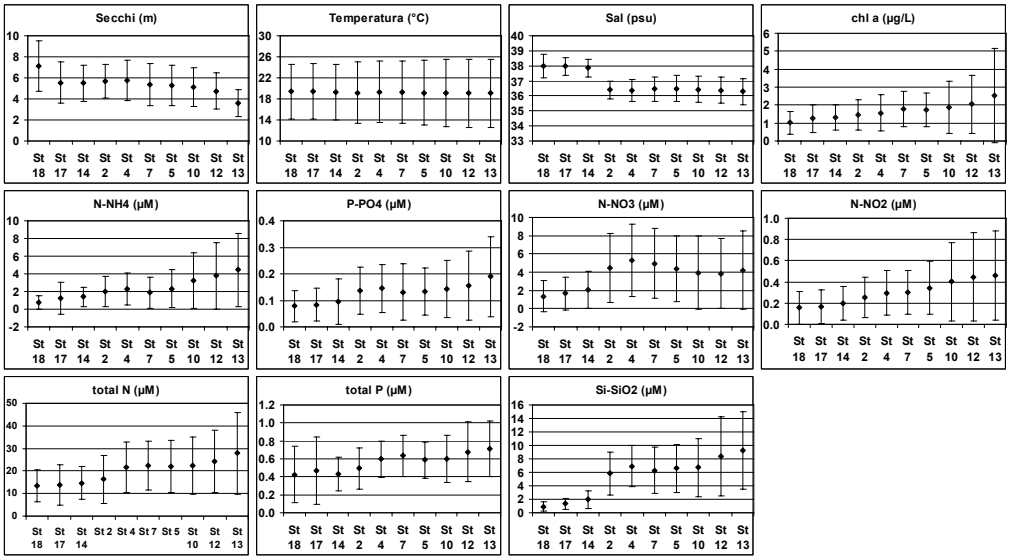


Fig. 2 - Mean values (±S.D., as a variability index) of the studied variables.
Valori medi (±S.D., come indice di variabilità) delle variabili studiate.

Results

The mean value of each considered variable for every station (±S.D. as a variability index), calculated throughout all the observation period, is reported in Fig. 2.

Transparency values decrease moving from MG to SS in MP; it is also noticeable that the stations localized at the extremity of the sampling area are very different and characterized by the higher and the lower variability. Salinity values show an abrupt decrease from MG to MP at the border stations between the two basins (Sts 14, 2). Temperature average is somewhat constant in all stations; its variability increases from MG to SS. Mean and variability of chl *a*, N-NH_4, N-NO_2, P-PO_4, Si-SiO_2, total N and total P increase from MG to SS, except total P, its variability being higher in the stations 17 and 18. Both N-NO_3 mean and variability show the same trend but the highest values were calculated for the stations (2, 4, 7) located in the PS more subject to freshwater inputs. Seasonal trends are depicted in Tab. 1. Obviously, temperature shows a seasonal variability in all the stations

Tab. 1 - Seasonal variability (S), increase trend (T⇧) and decrease trend (T⇩), for each variable and for every station. Arrows refer to years 2002, 2003, 2004 respectively.
Variabilità Stagionale (S), trend di aumento (T⇧) e trend di diminuzione (T⇩) per ogni variabile e per ogni stazione. Le frecce indicano, rispettivamente, gli anni 2002, 2003, 2004.

Station	Transp.	Temp.	Sal	Chl *a*	N-NH4	P-PO4	N-NO3	N-NO2	TN	TP	Silicio
St18		S						T⇧⇧⇩			
St17		S						T⇧⇧⇩			
St14		S						T⇧⇧⇩	T⇩⇩⇩		
St2	S	S	S		S			T⇧⇧⇩			
St4	S	S	S		S			T⇧⇧⇩			
St7	S	S	S		S			T⇧⇧⇩			
St5	S	S	S		S			T⇧⇧⇩			
St10	S	S	S		S			T⇧⇧⇩	T⇩⇩⇩		S
St12	S	S	S		S			S	T⇩⇩⇩		S
St13		S	S		S			S	T⇩⇩⇩		S

as well as transparency, salinity and N-NH_4, these last three only in the MP. N-NH_4 seasonality probably depends on the various steps of mussel cultivation. N-NO_3, N-NO_2 e $SiSO_2$ show seasonal variability in the SS only. N-NO_2 shows not seasonal variability in the both MG and PS. For chl *a*, P-PO_4, and both total P and total N, no trends were detected; total N shows only not seasonal trends in the SS. The results of cluster analysis are reported in Fig. 3. For chl *a*, N-NH_4, N-NO_2, and Si-SiO_2 several, often overlying, clusters of homogeneous stations were singled out, which point out a progressive change moving from MG to SS. For P-PO_4, total P and total N, fewer clusters were obtained which correspond to the three basins (i.e. MG, PS, SS). For N-NO_3, there are two distinct clusters which let to distinguish MG from MP, and a third cluster comprising the stations (4, 7, 5, 13) subject to freshwater inputs. Concerning salinity, four clusters were obtained: the one including MG stations, a transition station, two almost overlying clusters for MP and a fourth group consisting of two stations (st. 4 in PS and st. 13 in SS), where freshwater input is greater.

Conclusions

The results obtained are in agreement with the literature data for these basins (Alabiso *et al.,* 1997, 2000, 2005; Strusi and Pastore, 1975; Vatova, 1972) and show that they are characterized by different levels of confinement. Such a confinement

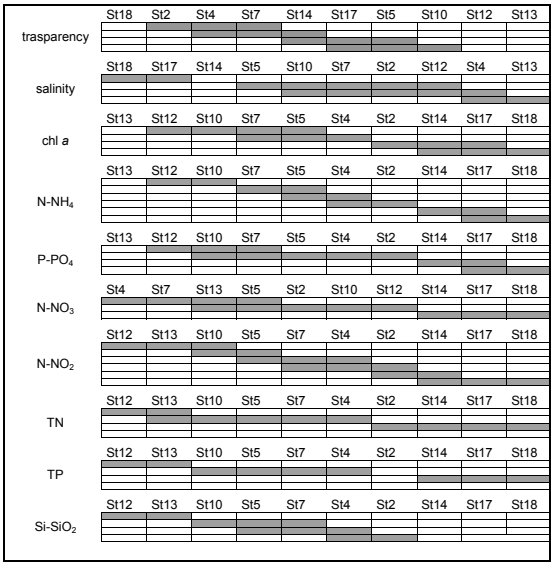


Fig. 3 - Cluster of homogeneous stations for each examined variables.
Gruppi di stazioni omogenee per ciascuna variabile esaminata.

is evident for some variables ($Si\text{-}SiO_2$, $N\text{-}NO_3$, $P\text{-}PO_4$, total N and total P) and let to immediately single out the three basins (i.e. MG, PS, SS), as the variables values change abruptly moving from the MG to the SS. Regarding to transparency, chlorophyll *a*, $N\text{-}NH_4$ e $N\text{-}NO_2$, confinement is less clear, as their values change progressively. Always along the same direction, besides the confinement, an evident increase of all the variables fluctuations is observable (except total P), which points out a noticeable instability of the most confined basins. This, probably, depends not only on their morphological characteristics but also on human activities, such as mussel culture and the agriculture carried out in the surrounding lands.

References

ALABISO G., CANNALIRE M., GHIONDA D., MILILLO M., LEONE G., CACIORGNA O. (1997) - Particulate matter and chemical-physical conditions of an inner sea: the Mar Piccolo in Taranto. A new statistical approach. *Mar. Chem.,* **58**: 373-338.

ALABISO G., GHIONDA D., MILILLO M., LEONE G., CACIORGNA O. (2000) – Particulate matter and Chemical-Physical conditions in the Gulf of Taranto. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (1): 881-888.

ALABISO G., GIACOMINI M., MILILLO M., RICCI P. (2005) - The Taranto sea system: 8 years of chemical–physical measurements. *Biol. Mar. Medit.*, **12** (1): 369-373.

DUMOUCHEL W.H., DUNCAN G.J. (1983) - Using sample survey weights in multiple regression analysis of stratified samples. *J. Am. Stat. Assoc.,* **78**: 535-543.

KENDALL M.G. (1975) - *Rank Correlation Methods.* 4th ed. Griffin, London: 282 pp.

STRUSI A., PASTORE M. (1975) - Osservazioni idrografiche del Mar Grande e nel Mar Piccolo di Taranto. Campagna 1970-71. *Oebalia,* **1**: 1-64.

VATOVA A. (1972) - Osservazioni fisico-chimiche periodiche nel Mar Grande e Mar Piccolo di Taranto (1962-1969). *Boll. Pesca Pisc. Idrob.,* **27** (1) (n.s.): 43-79.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1059-1062

S. Casellato, L. Masiero, S. Soresi

Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via Colombo, 3 - 35121 Padova, Italia.
sandra.casellato@unipd.it

UN CASO DI ALBINISMO IN *OCNUS PLANCI* (BRANDT, 1835) ECHINODERMATA, HOLOTHURIOIDEA) NELLE "TEGNÙE" DELL'ALTO ADRIATICO

A REPORT OF ALBINISM IN OCNUS PLANCI *(BRANDT, 1835) (ECHINODERMATA, HOLOTHURIOIDEA) IN THE ROCKY OUTCROPS OF NORTHERN ADRIATIC*

Abstract

The finding of one albino specimen of Ocnus planci *(Brandt, 1835) among normally pigmented ones in an area of the Northern Adriatic Sea, between Cavallino and Caorle, in a rocky outcrop, at depth of 16 m, 2-3 mile offshore, added new information regarding this species problematic from the taxonomical point of view. In the past, other reports of white sea cucumber were made in this zone of the Gulf of Venice and recently, a few albino specimens belonging to this species were observed also by scuba divers in the same area during their frequent explorations.*

Key-words*: zoobenthos, Holothurioidea, albinism, rocky outcrops, Adriatic Sea.*

Introduzione

La ricchezza della comunità zoobentonica degli affioramenti rocciosi del Nord Adriatico conosciuti come "tegnùe" è stata già descritta in recenti lavori (Soresi *et al*., 2004; Casellato *et al.,* 2005) che hanno messo in risalto l'elevata biodiversità di questi peculiari ambienti in corrispondenza della costa clodiense. Ulteriori ricerche effettuate su altri affioramenti rocciosi nella zona tra il Cavallino e Caorle (VE) a soli 2,8 miglia dalla costa, ad una profondità di 16 m ci hanno fornito altri interessanti risultati, compreso il ritrovamento di un esemplare completamente albino di una specie di oloturioideo abbastanza frequente nella zona considerata: *Ocnus planci* (Brandt, 1835). La specie riportata per il Mar Tirreno, Ionio, oltre che per l'alto Adriatico (Zavodnik, 1980), segnalata fin dal lontano 1555 (Rondelet, 1555) e denominata *Cucumis marinus,* è descritta nel Tortonese (1965) come *Cucumaria planci* (Brandt). La sua area di distribuzione va dall'Atlantico settentrionale alle coste del Mare del Nord e parte del Mediterraneo; è stata segnalata erroneamente anche per le isole Bahamas (Deichmann, 1957). È un'oloturia di medie dimensioni (7-10 cm), con esemplari che possono arrivare fino a 15 cm. Il colore consueto della specie è bruno, tutt'al più con alcune macchie più chiare o più scure. La sistematica dell'intero genere *Cucumaria* è alquanto problematica: delle 90 specie attribuitegli in passato solo alcune sono state confermate, sulla base di approfonditi studi qualitativi e quantitativi degli scleriti (McKenzie, 1984; Gudimova, 1991; Avilov *et al*., 2004). *Cucumaria planci,* ridenominata *Ocnus planci* da Panning (1971), ha presentato non pochi problemi di identificazione delle forme giovanili che sono state confuse con *Ocnus lacteus* e *Ocnus brunneus* (Cherbonnier, 1951; Picton e Morrow, 2005).

Materiali e metodi

La zona di raccolta (Fig. 1) si trova alle coordinate 45° 32,152'N e 12° 51,811'E. L'affioramento roccioso è di tipo organogeno, a forma di fungo schiacciato dai bordi irregolari (Soresi *et al*., 2004). L'esemplare albino individuato sulla base di precedenti segnalazioni di subacquei, tra numerosi altri esemplari della stessa specie normalmente pigmentati, è stato raccolto e trasportato vivo in laboratorio, dove sono stati eseguiti i controlli approfonditi sulla sua morfologia esterna e anatomia interna. Gli scleriti sono stati isolati procedendo con la metodica riportata da Tortonese (1965); sono stati mantenuti separati quelli del derma e della base dei pedicelli e tentacoli.

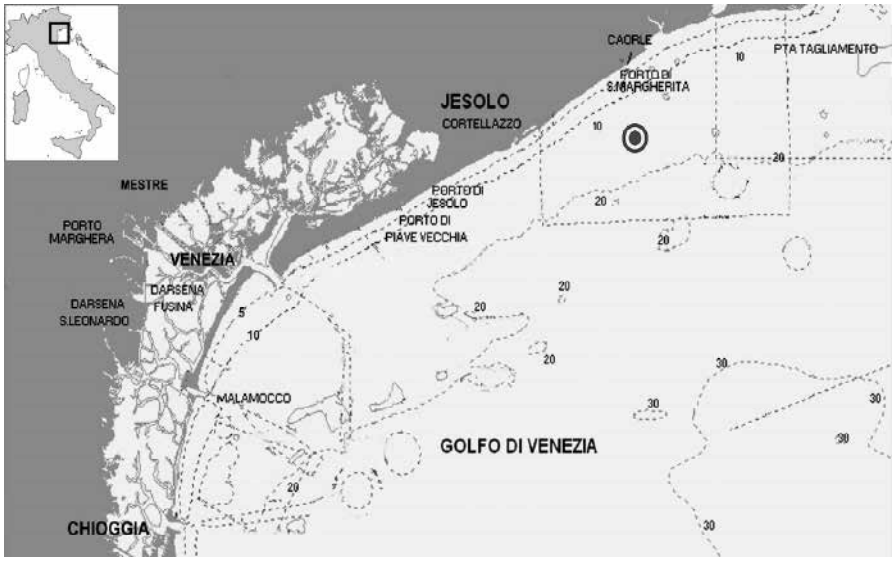


Fig. 1 - Localizzazione dell'area di raccolta delle "oluturie bianche".
Localization of the sampling area of white sea cucumbers.

Risultati e conclusioni

Una attenta dissezione dell'esemplare, fissato in alcol 70°, nonché l'analisi della morfologia dei suoi scleriti (Fig. 2) ci hanno consentito di confermare l'appartenenza dell'esemplare alla specie *Ocnus planci*. Il nostro reperto, se pur eccezionale, non è l'unico, poiché oloturie bianche sono già state segnalate da vari scuba divers solo in una ristretta zona del Golfo di Venezia, esattamente quella da noi esplorata. Alcune decine di anni fa, un'analoga segnalazione era stata fatta da Antonio Stefanon (com. pers.), e una antica precedente segnalazione si deve a Krukemberg (1881), sempre nel Mar Adriatico. Nella precedente campagna di ricerche (2002/03) sulle "tegnùe" di Chioggia avevamo trovato la specie, sebbene con basse densità di popolazione, ma non esemplari albini. Il fatto che le segnalazioni di oloturie bianche si distribuiscano in un arco temporale esteso, esclude la casualità dell'evento, ma i pochi esemplari raccolti non ci consentono di fare,

per ora, delle considerazioni attendibili sul significato della loro presenza esclusivamente in questa ristretta area dell'alto Adriatico. A tutt'oggi, inoltre, le segnalazioni possono essere incomplete e quindi risulta molto difficile capire se effettivamente esista una sottopopolazione albina in quell'area e perché. Riteniamo che, estendendo la ricerca e completandola con una analisi genetica su di un elevato numero di esemplari, si potrebbe giungere probabilmente a chiarire il problema, oltre a far chiarezza sulla difficile sistematica di questa specie, che ha presentato anche altre anomalie, come il caso di esameria segnalato in passato da Ludwig (1886).

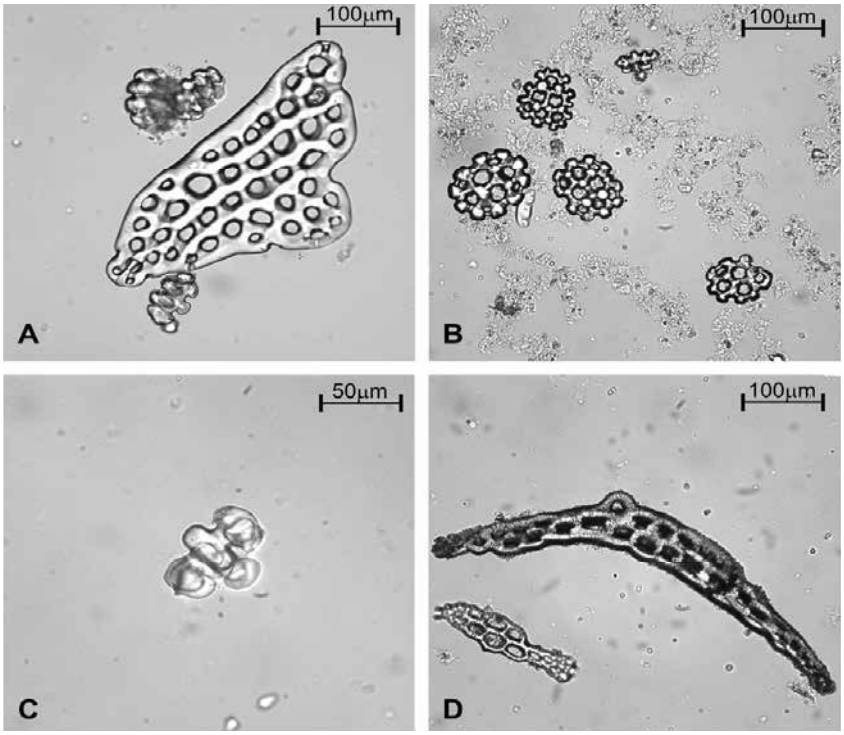


Fig. 2 - Diversi scleriti di *Ocnus planci*. A=piastra perforata del derma; B=piastrina tubercolare del derma; C=piccolo sclerite del derma; D=bastoncini dei tentacoli e pedicelli.
Different calcareous skeletal ossicles of Ocnus planci. *A=perforated plate from body; B=tubercolated plate from body; C=little basket from body; D=baguettes from tentacles.*

Bibliografia

AVILOV S.A., KALININ V.I., SMIRNOV A.V. (2004) - Use of triterpene glycosides for resolving taxonomic problems in the sea cucumber genus *Cucumaria* (Holothurioidea, Echinodermata). *Biochem. Sys. and Ecol.,* **32**: 715-733.

CASELLATO S., SICHIROLLO E., CRISTOFOLI A., MASIERO L., SORESI S. (2005) - Biodiversità delle "tegnue" di Chioggia, zona di tutela biologica del Nord Adriatico. *Biol. Mar. Medit*., **12** (1): 69-77.

CHERBONNIER G. (1951) - Inventaire de la faune marine de Roscoff. Bryozoaries Echinodermes. *Travaux de la Station Biologique de Roscoff*, **15** (Suppl.) 4: 1-15.

GUDIMOVA E.N. (1991) - Methods of quantitative analysis of the sclerite shapes of the sea cucumber belonging to the genus *Cucumaria*. *Biol. Morya*, **6**: 80-87.

DEICHMANN E. (1957) - Littoral Holothurians of the Bahama Islands. *Amer. Mus. Novit.,* **11**: 2.

MCKENZIE J.D. (1984) - Description of a neotype for the holothurian *Ocnus brunneus* (Forbes MS in Thompson, 1840) from Strangford Lough, Northern Ireland (Holothurioidea; Dendrochirotida). *Bull. Br. Mus. Nat. Hist. (Zool.)*, **47** (5): 265-272.

KRUKEMBERG C.F.W. (1881) - Totaler Albinismus bei *Cucumaria planci*. *Vergl. Physiol. Studien an den Küsten der Adria*, **2**: 1.

LUDWIG H. (1886) - Ueber sechsstrahlige Holothurien. *Zool. Anz*., **9**: 472-477.

PANNING A. (1971) - Bemerkungen uber die Holothurien. Familie Cucumariidae (Ordung Dendrochirota). 6. Mitteilungen aus dem Hamburgischen Zoologischen Museum und Institut, **67**: 29-51.

PICTON B.E., MORROW C.C. (2005) - *Enciclopedia of Marine Life in Britain and Ireland*. http://www.habitats.org.uk/marinelife/species.asp.

RONDELET G.J.L. (1555) - Histoire entière des poissons. *Lyon M. Bonhome*.

SORESI S., CRISTOFOLI A., MASIERO L., CASELLATO S. (2004) - Benthic communities of rocky outcrops in the Northern Adriatic Sea: a quantitative survey. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit*., **37**: 551.

TORTONESE E. (1965) – *Echinodermata.* Fauna d'Italia. Ed. Calderini, Bologna: 1- 399.

ZAVODNIK D. (1980) - Distribution of Echinodermata in the North Adriatic insular region. *Acta Adriat*., **21**: 437-468.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1063-1066

D. Cassin, A. De Lazzari, A. Boldrin, M. Turchetto, D. Veneri, M. Cervelli

CNR, Istituto di Scienze Marine – Sistemi Marini e Costieri, Castello, 1364/A - 30122 Venezia, Italia.
daniele.cassin@ismar.cnr.it

DISTRIBUZIONE DEL MATERIALE PARTICELLATO IN ADRIATICO SETTENTRIONALE

DISTRIBUTION OF PARTICULATE MATTER IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA

Abstract

The distribution of suspended matter, particulate organic carbon (POC), total particulate nitrogen (TPN) and chlorophyll a were investigated in the Northern Adriatic Sea. The climatological forcings, the biological production processes and the development of gelatinous aggregates determine the concentration and the temporal variability of particulate matter in the basin.

Key-words*: particulate organic matter, POC, TPN, chlorophyll* a*, Adriatic Sea.*

Introduzione

La produzione e il trasporto del materiale particellato in un bacino come l'Adriatico Settentrionale, fortemente influenzato dagli apporti di acque continentali, dipendono principalmente dalla dinamica idrologica e presentano una notevole variabilità temporale e spaziale in relazione alle forzanti termo-aline ed ai processi biogeochimici che avvengono nelle diverse masse d'acqua.

Questo studio si propone di descrivere la natura e la distribuzione spazio-temporale del materiale particellato in sospensione, nell'ambito del Progetto INTERREG III CBC PHARE Italia-Slovenia, linea progettuale OBAS, che ha lo scopo di studiare le condizioni oceanografiche ed i processi idrodinamici e biogeochimici che caratterizzano l'Adriatico Settentrionale.

Materiali e metodi

L'area di studio (Fig. 1) è costituita da un reticolo di 48 stazioni distribuite lungo 6 transetti, campionate, con frequenza stagionale, nell'intervallo temporale maggio 2003-novembre 2004.

Su tutte le stazioni sono state eseguite misure di temperatura e salinità con una sonda multiparametrica Idronaut mod. 316, di fluorescenza con un fluorimetro Seapoint e di torbidità tramite un trasmissometro Seapoint.

Inoltre, su 12 di queste stazioni sono stati raccolti campioni d'acqua a profondità selezionate (superficie, 5 m, 15 m, fondo) mediante bottiglie idrologiche Niskin da 5 l, per la determinazione del particellato totale (TSM), del contenuto di carbonio organico (POC) e azoto totale particellati (TPN), e del contenuto di clorofilla *a* (Chl *a*).

I campioni per il TSM, per il POC e per il TPN sono stati filtrati su filtri Whatman GF/F. La determinazione del TSM è stata condotta per via gravimetrica secondo Strickland e Parsons (1972); la frazione organica è stata stimata in seguito ad incenerimento in stufa a 480 °C per 4 ore.

POC e TPN sono stati determinati mediante un analizzatore elementare CHN Perkin-Elmer mod. 2400, secondo la metodica riportata in Hedges e Stern (1984).

I campioni per la determinazione della clorofilla *a* sono stati filtrati su filtri Whatman GF/F e l'analisi è stata effettuata utilizzando un fluorimetro mod. Perkin-Elmer LS-5B, dopo estrazione dei pigmenti in acetone al 90%, secondo Holm-Hansen *et al.* (1965).

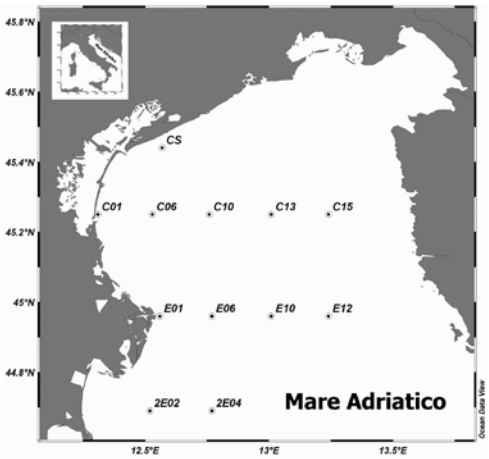


Fig. 1 - Ubicazione delle stazioni di campionamento. È indicata la separazione fra l'area costiera e il largo.

Study area and station grid. The line separate the coastal area to the offshore.

Risultati

Il particellato totale è mediamente pari a 3.13±6.08 mg dm^{-3}, con valori elevati al fondo in particolare in autunno e in primavera. Il massimo assoluto è pari a 27.7 mg dm^{-3} ed è stato osservato al fondo nella stazione E01, antistante il delta del Po, in concomitanza con le massime portate del fiume. Concentrazioni elevate sono state altresì registrate nella stazione CS, di fronte la foce del fiume Sile, nel periodo primavera-estate.

Il POC presenta una concentrazione media pari a 232.1±254.2 µg C dm^{-3}, con valore massimo di 3004 µg C dm^{-3} osservato nella stazione E01 in superficie nel periodo estivo, in corrispondenza di bloom fitoplanctonici, e i minimi (<100 µg dm^{-3}) nel periodo autunnale in prossimità del fondo.

L'azoto particellato è sempre ben correlato con il carbonio organico e la sua concentrazione media è pari a 40 µg N dm^{-3} (R^2=0.9073; p<0.01; n=353).

Le concentrazioni medie di POC e TPN, misurate nel maggio 2004, sono 3 volte superiori rispetto allo stesso periodo dell'anno precedente. Tale aumento, evidente sia nell'area costiera sia al largo, può essere messo in relazione ad un maggior apporto fluviale (minore salinità) e alla presenza di aggregati gelatinosi (Fig. 2).

Il rapporto C/N molare presenta una certa omogeneità sia nella distribuzione verticale sia in quella orizzontale. Il valore medio in tutto il bacino è pari a 7.0±2.2, prossimo a quello tipico per il fitoplancton (Redfield *et al.*, 1963), ed aumenta fino a 7.6±2.6 durante il periodo primavera-estate.

La clorofilla *a* presenta una concentrazione media pari a 1.93±2.36 µg dm^{-3}, con un massimo di 15.19 µg dm^{-3} registrato in superficie nell'area costiera (stazione E01) durante il bloom fitoplanctonico di maggio 2004, ed un minimo pari a 0.14 µg dm^{-3} nella stazione E06.

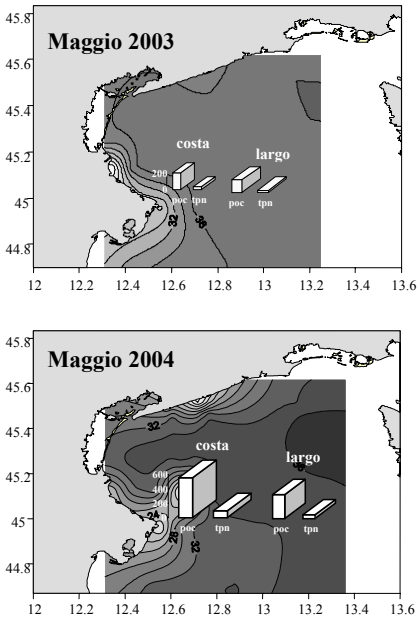


Fig. 2 - Concentrazioni medie di POC e TPN (μg dm^{-3}) nell'area costiera ed al largo, in relazione alla salinità.
Mean surface concentration of POC and TPN (μg dm^{-3}) in the coastal and open sea area, in relation to the salinity.

Il rapporto POC/Chl*a* (Fig. 3), che permette di valutare il contributo della componente autotrofa alla sostanza organica, presenta i valori più elevati ed una

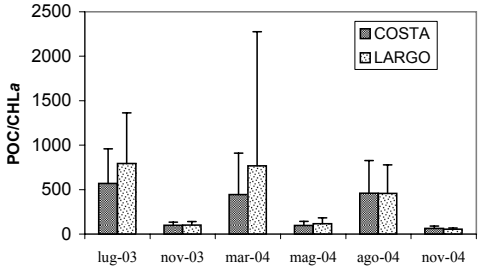


Fig. 3 - Valori medi del rapporto POC/Ch*la*.
Mean values of POC/Chlorophyll a *ratio.*

maggiore variabilità al largo rispetto alla zona costiera, confermando quanto già precedentemente osservato per il bacino nord Adriatico (Bianchi e Boldrin, dati non pubblicati). I valori più bassi di POC/Chl*a* (<200) sono stati misurati in corrispondenza di bloom fitoplanctonici, come si è verificato nel maggio 2004, in cui si è osservato un bloom di *Ceratulina pelagica* con abbondanze che hanno raggiunto 32×10^6 cellule dm^{-3} (Socal e Bernardi-Aubry, com. pers.). Rapporti POC/CHL*a* elevati sono stati rilevati a luglio 2003 e marzo 2004, in corrispondenza di concentrazioni molto basse di clorofilla *a*, e ad agosto 2004 per gli alti valori di POC determinati dalla presenza estesa nel bacino di aggregati mucillaginosi

Il rapporto percentuale POC/TSM evidenzia la natura prevalentemente detritica del particellato, non raggiungendo mai valori medi superiori al 30% (Fig. 4), e mostra inoltre un netto trend annuale, con i valori massimi nella tarda prima-

vera e i minimi in inverno, in accordo con l'evoluzione dei popolamenti fitoplanctonici (Franco *et al.,* 1982; Bernardi Aubry *et al.*, 2002).

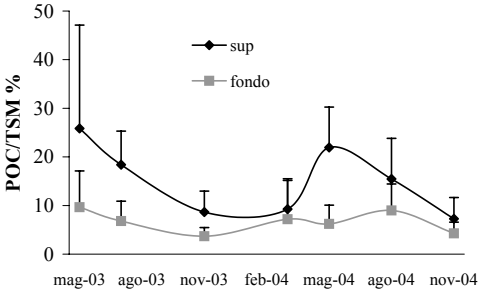


Fig. 4 - Andamento del rapporto percentuale POC/TSM.
Trend of POC/TSM percentage ratio.

Conclusioni

Le forzanti climatologiche ed i processi biologici influenzano la distribuzione del materiale particellato in Adriatico settentrionale. L'aumento primaverile di portata del Po provoca l'iniezione nel bacino di acque fluviali con il loro carico di materiale sospeso e di nutrienti disciolti, che, nel sottile strato d'acqua stabilizzato dalla plume del fiume, innescano processi molto attivi di produzione biogenica ed un conseguente aumento del materiale organico.

La produzione biologica e la formazione di aggregati gelatinosi determinano in modo preponderante la concentrazione e la variabilità sia spaziale sia temporale del particellato nel bacino.

Di conseguenza la distribuzione delle concentrazioni del POC e del TPN risulta mediamente più elevata sotto costa piuttosto che al largo. In tutte le stagioni, tali concentrazioni sono maggiori nelle acque superficiali delle stazioni costiere rispetto alle acque sottostanti, mentre al largo vi è una maggiore variabilità per entrambi i parametri.

L'analisi dei rapporti indica che il particellato risulta essere dominato soprattutto al largo da materiale detritico e/o di origine eterotrofa.

Bibliografia

BERNARDI AUBRY F., ACRI F., BASTIANINI M., BERTON A., BIANCHI F., LAZZARINI A., PUGNETTI A., SOCAL G. (2002) - Variazioni stagionali delle comunità fitoplanctoniche e della produttività primaria in Adriatico settentrionale (luglio 1999 - luglio 2000). *Biol. Mar. Medit.,* **9** (1): 374-382.

FRANCO P., SOCAL G., BIANCHI A. (1982) - Fitoplancton nell'Adriatico settentrionale. Crociere 1978. *Naturalista sicil.,* **4, 6** (Suppl. 1): 29-38.

HEDGES J.I., STERN J.H. (1984) - Carbon and Nitrogen determination of carbonate-containing solids. *Limnol. Oceanogr.*, **19**: 984-989.

HOLM HANSEN O., LORENZEN C.J., HOLMES R.W., STRICKLAND J.D.H. (1965) - Fluorometric determination of Chlorophyll. *J. Cons. Perm. int. Explorer Mer.*, **30**: 3-15.

REDFIELD A.C., KETCHUM B.H., RICHARDS F.A. (1963) - The influence of organisms on the composition of sea-water. In: Hill N.M. (ed), *The sea*. Wiley, London, **2**: 27-77.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) - A practical handbook of seawater analysis. *Fish. Res. Board Can. Bull.,* **167**: 311 pp.

Questa ricerca è stata finanziata dal Progetto INTERREG III CBC PHARE Italia-Slovenia, linea progettuale "Oceanografia Biologica dell'Adriatico Settentrionale", convenzione ARPAV-ISMAR del 30 maggio 2003.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1067-1071

M. Cervelli, E. Bortolomei, A. Libertini

Istituto di Scienze Marine – C.N.R., Riva 7 Martiri, 1364/A – 30122 Venezia, Italia.
massimiliano.cervelli@ismar.cnr.it

DIFFERENZIAZIONE GENETICA TRA POPOLAZIONI DI *ORCHESTIA MONTAGUI* DELLE COSTE SARDE

GENETIC DIFFERENTIATION AMONG POPULATIONS OF ORCHESTIA MONTAGUI *FROM SARDINIAN COASTS*

Abstract

Four populations of Orchestia montagui *(Amphipoda, Talitridae) from the Sardinia coasts were studied to verify genetic differentiation using isoenzyme systems. Main parameters of the genetic variability were obtained. Genetic distance and migration flow among populations were calculated and results were discussed.*

Key-words*: crustaceans, isoenzymes, genetics.*

Introduzione

Orchestia montagui (Amphipoda, Talitridae) è una specie adattata ad un particolare ambiente di transizione tra mare e terra; essa abita la fascia sopratidale al limite del livello di marea ed in stretta associazione con materiale spiaggiato, generalmente ammassi di fanerogame marine. Resta legata all'ambiente marino sia per ragioni trofiche, nutrendosi nelle fanerogame spiaggiate, sia per gli spostamenti più cospicui. Infatti la mobilità terrestre è ridotta a brevi movimenti prevalentemente perpendicolari alla linea di costa: essa affida la sua possibilità di spostamento su distanze medio-grandi all'ambiente marino avendo conservato la capacità di sopravvivere in acqua e di nuotare. La dispersione è passiva, tramite trasporto occasionale su materiale alla deriva.

La ricerca ha interessato alcuni campioni di questa specie raccolti in quattro località della costa sarda, ben distanziate, allo scopo di verificare fenomeni di differenziamento genetico tra le popolazioni e stimare l'entità dello scambio migratorio tra di loro. Come marcatori sono stati utilizzati alcuni caratteri enzimatici.

Materiali e metodi

Sono stati campionate ed analizzate quattro popolazioni di *O. montagui* delle coste sarde, in zone di battigia di spiagge sabbiose caratterizzate da accumuli di detrito di fanerogame. Le aree di provenienza sono situate approssimativamente ai quattro vertici dell'isola: Alghero a Nord-Ovest (spiaggia cittadina), Teulada a Sud-Ovest (porticciolo ad Est del promontorio), Villasimius a Sud-Est (località is Turas), Budoni a Nord-Est (località Malamuri).

Sono stati identificati, col metodo dell'analisi elettroforetica, i fenotipi di 13 sistemi enzimatici: amilasi, amino-peptidasi (PEP), arginina fosfatasi, gliceraldeide-fosfato deidrogenasi, enzima malico, fosfogluco-mutasi (PGM), glutammico-ossalacetico transaminasi (GOT), glucosio-fosfato deidrogenasi, glucosio-fosfato isomerasi (GPI), glutammico-piruvico transaminasi, isocitrico deidrogenasi, malico deidrogenasi (MDH), mannosio-fosfato isomerasi (MPI).

Le corse elettroforetiche, orizzontali, sono state effettuate su substrato di amido e di acetato di cellulosa nel caso dell'amilasi; le colorazioni sono state condotte secondo i ricettari di Shaw e Prasad (1970) in fase liquida per le corse in amido, in agar per l'acetato.

I dati sono stati adeguatamente compilati ed elaborati per mezzo dei programmi statistici BIOSYS-1 (Swofford e Selander, 1989), GDA (Lewis e Zaykin, 2001), Genepop (Raymond e Rousset, 1995).

Risultati

I loci GPI, MDH, MPI, PEP-3, PGM sono risultati polimorfi col criterio del 95% (frequenza dell'allele più comune <0,95); inoltre nel locus GOT-2 è stato rilevato, tranne a Teulada, un allele molto raro con frequenze inferiori all'1%. Il valore medio di eterozigosi osservata nei quattro campioni è risultato pari a 0,118 rispetto ad un valore atteso di 0,127. Le frequenze alleliche ed i valori di eterozigosi osservata ed attesa rilevati nei loci polimorfi delle quattro stazioni sono riportati in Tab. 1. Precedenti studi (Angelini *et al.*, 1996) sulla stessa specie nella laguna di Venezia avevano stimato frequenze di eterozigosi osservata dell'ordine del 0,036 ed attesa pari a 0,056, mentre valori di eterozigosi attesa fra lo 0,005 e 0,063 sono state descritte da De Mattheis *et al.* (1998) per popolazioni di *O. montagui* di alcune isole egee; tuttavia questi dati sono relativamente paragonabili tra di loro in quanto fondati sull'analisi di set di enzimi differenti.

Tab. 1 - Frequenze alleliche dei loci polimorfi di *Orchestia montagui* delle coste sarde. *(N)*: numero di individui; He: eterozigosi attesa; Ho: eterozigosi osservata.
Allelic frequencies of the polymorphic loci of Orchestia montagui *from Sardinian coasts. (N): number of individuals; He: expected heterozygosity; Ho: observed heterozygosity.*

Locus/Allele		Alghero	Teulada	Villas.	Budoni
PEP-3	*(N)*	*58*	*57*	*60*	*80*
	A	.328	.053	.192	.063
	B	.672	.947	.808	.931
	C	-	-		.006
	He	.441	.100	.310	.129
	Ho	.414	.070	.283	.138
GPI	*(N)*	*60*	*58*	*59*	*61*
	A	.017	.069	.017	.008
	B	.983	.931	.958	.992
	C	-	-	.008	-
	D	-	-	.017	-
	He	.033	.128	.082	.016
	Ho	.033	.138	.085	.016
MDH	*(N)*	*53*	*59*	*60*	*80*
	A	-	-	.008	-
	B	.406	.424	.367	.275
	C	.594	.576	.625	.725
	He	.482	.488	.475	.399
	Ho	.472	.542	.433	.425
MPI	*(N)*	*60*	*55*	*59*	*80*
	A	.667	.536	.924	.369
	B	.008	-	-	-
	C	.325	.464	.076	.631
	He	.450	.497	.141	.466
	Ho	.433	.564	.119	.587
PGM	*(N)*	*57*	*29*	*52*	*48*
	A	.070	.069	-	.188
	B	.789	.862	.827	.688
	C	.140	.052	.154	.104
	D	-	.017	.019	.021
	He	.352	.249	.292	.481
	Ho	.368	.276	.269	.417

L'indice di fissazione *f* delle frequenze genotipiche (programma BIOSYS-1), utile per verificare se viene rispettato l'equilibrio di Hardy-Weinberg, ha fatto riscontrare uno scostamento significativo solo in MPI di Budoni (difetto di omozigosi P<0,05) ed in PEP-3 di Teulada (eccesso di omozigosi P<0,05). Queste indicazioni sono state controllate tramite il test esatto col metodo delle catene di Markov del programma Genepop: è stato confermato lo scostamento solo per il locus MPI di Budoni (P=0,0185).

Per definire il grado di omogeneità tra le quattro popolazioni sono stati calcolati i livelli sia di identità I che distanza genetica D secondo Nei (1978). I valori dei confronti per coppie di stazioni sono riportati in Tab. 2. I valori di D

Tab. 2 - Valori di identità I (sotto la diagonale) e distanza D (sopra la diagonale) genetica (Nei, 1978) tra coppie di campioni di *Orchestia montagui* delle coste sarde.
Pairwise values of genetic identity I (below diagonal) and distance D (above diagonal) (Nei, 1978) between samples of Orchestia montagui *from Sardinian coasts.*

	Alghero	**Teulada**	**Villasimius**	**Budoni**
Alghero	-	0,02	0,015	0,041
Teulada	0,992	-	0,037	0,014
Villasimius	0,994	0,985	-	0,080
Budoni	0,985	0,994	0,97	-

tra coppie di popolazioni vanno da 0,014 a 0,080. Per un confronto, De Mattheis *et al.* (1995, 1998, 2000) hanno ottenuto, dall'analisi di isoenzimi di talitridi mediterranei, valori di distanza genetica (Nei, 1978) tra 0,849 e 1,791 per generi diversi (*Orchestia*, *Talorchestia*, *Platorchestia*, *Talitrus*), distanze tra 0,505 e 0,594 per specie diverse del genere *Orchestia* (*O. montagui*, *O. gammarella*, *O. stephenseni*) e distanze fino a 0,028 tra popolazioni di *O. montagui*; Zane *et al.* (2001), analizzando un set di isoenzimi in *O. montagui*, *O. gammarella*, *O. mediterranea* della laguna di Venezia, riportano distanze genetiche tra 0,3 e 0,6.

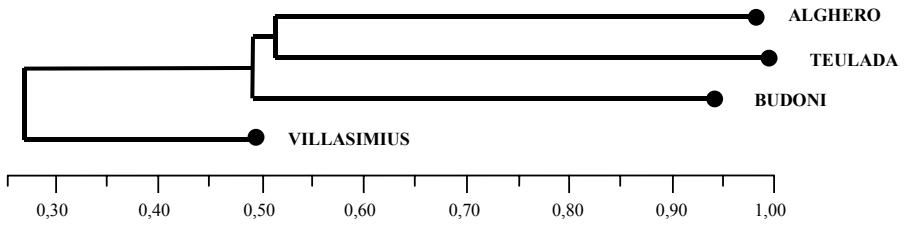


Fig. 1 - Albero "neighbour joining" ottenuto dai dati di identità genetica I (Nei, 1978) tra quattro popolazioni sarde di *Orchestia montagui.*
Neighbour joining tree based on genetic identity (I; Nei, 1978) among four Sardinian populations of Orchestia montagui.

Per evidenziare le differenze tra i campioni è stato costruito il "neighbour joining tree" usando i dati di identità genetica (programma GDA). Il risultato viene

presentato nella Fig. 1: il grafico mostra una maggiore somiglianza tra Alghero e Teulada, aggregati a Budoni; più isolato risulta il campione di Villasimius.

Una stima della deriva genetica può essere ottenuta calcolando l'indice F_{ST} (Wright, 1965). In Tab. 3 vengono presentati i risultati del confronto tra coppie di popolazioni: emerge una differenziazione ($P<0,05$) tra le popolazioni relativamente contigue di Villasimius e Budoni, mentre le altre combinazioni risultano simili tra loro.

Tab. 3 - Valori della deriva genetica e del flusso genetico tra coppie di popolazioni di *Orchestia montagui* delle coste sarde. Sotto la diagonale i valori di F_{ST} (Wright, 1965); sopra la diagonale i valori di N_em.

Pairwise values of genetic drift and genetic flow between samples of Orchestia montagui *from the Sardinian coasts. F_{ST} values are below the diagonal (Wright, 1965); N_em values are above the diagonal.*

F_{ST}	Alghero	Teulada	Villasimius	Budoni	N_em
Alghero		4,65	5,31	2,28	**Alghero**
Teulada	0,051		2,09	5,85	**Teulada**
Villasimius	0,045	0,107		1,01	**Villasimius**
Budoni	0,049	0,041	0,198*		**Budoni**

Dai valori di F_{ST} è stato possibile ricavare una stima del flusso genetico N_em (Tab. 3), calcolando il numero effettivo di individui migranti in base ad un modello di equilibrio tra deriva genetica e processo di migrazione. I confronti tra le coppie di popolazioni indicano valori consistenti, tra 1,01 e 5,85, a conferma dell'esistenza di un livello di scambio di individui tra le diverse località sufficiente a rendere compatibile il grado di omogeneità genetica verificato.

Conclusioni

L'insieme degli indici di fissazione e di flusso genico mette in luce somiglianze e differenze non riconducibili alle semplici distanze geografiche ed alle possibili migrazioni di individui; infatti, si può osservare che a fronte di un apparentemente notevole flusso genico stimato tra Budoni e Teulada da un lato e tra Alghero e Villasimius dall'altro, il potenziale scambio tra Budoni e Villasimius presenta valori decisamente inferiori. La mancanza di gradienti tra località contigue evidenziata può, ragionevolmente, essere messa in relazione con fenomeni di deriva genetica in popolazioni locali suddivise. Periodiche riduzioni della dimensione delle popolazioni nel periodo invernale, oppure la loro distruzione dovuta a fenomeni naturali come occasionali mareggiate o interventi antropici volti alla pulizia delle spiagge a scopo turistico (operazione in atto ad Alghero durante il campionamento) possono innescare meccanismi casuali di differenziazione tra popolazioni.

La precarietà nel tempo delle masse vegetali spiaggiate è suggerita anche dal fatto che in molte spiaggie sono state trovate grandi quantità di fanerogame prive di popolamenti di *O. montagui* nonostante l'apparente presenza di tutti gli elementi favorevoli alla loro costituzione.

Negli scambi migratori della specie, devono assumere una grande rilevanza anche le numerose popolazioni reperite da De Matthaeis *et al.* (1995) nelle isole circumsarde che possono fare da ponte di comunicazione tra una zona e l'altra della costa.

Bibliografia

ANGELINI E., LONGO N., ZANE L., BISOL P.M. (1996) - Biodiversità in anfipodi Talitridi da un punto di vista ecogenetico. *Biol. Mar. Medit*., **3** (1): 115-119.

DE MATTHEIS E., COBOLLI M., DAVOLOS D., MATTOCCIA M. (1995) - Stime di flusso genico tra popolazioni di *Orchestia montagui* (Amphipoda, Talitridae) delle isole circumsarde. *Biogeogr.*, **18**: 249-260.

DE MATTHEIS E., DAVOLOS D., COBOLLI M. (1998) - Genetic divergence between populations and species of talitrids from Aegean islands. *J. Hered.*, **98**: 37-43.

DE MATTHEIS E., DAVOLOS D., COBOLLI M., KETMAIER V. (2000) - Isolation by distance in equilibrium and nonequilibrium populations of four talitrid species in the Mediterranean sea. *Evolution*, **54** (5): 1606-1613.

LEWIS P.O., ZAYKIN D. (2001) - *Genetic Data Analysis: Computer program for the analysis of allelic data. Version 1.0 (d16c)*. Free program distributed by the authors over the internet from http://lewis.eeb.uconn.edu/lewishome/software.html

NEI M. (1978) - Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics*, **89**: 583-590.

RAYMOND M., ROUSSET F. (1995) - GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenicism. *Heredity*, **86**: 248-249.

REYNOLDS J.,WEIR B.S., COCKERAM C.C. (1983) - Estimation for the coancestry coefficient: basis for a short-term genetic distance. *Genetics*, **105**: 767-779.

SHAW C.R., PRASAD R. (1970) - Starch gel electrophoresis of enzymes - A compilation of recipes. *Biochem. Genet.*, **4**: 297-320.

SWOFFORD D.L, SELANDER R.B. (1989) - *BYOSYS-1 A computer program for the analysis of allelic variation in population genetics and biochemical systematics (ver. 1.7)*. Illinois Natural History Survey, Champaign, Illinois.

WRIGHT S. (1965) - The interpretation of population structure by F-statistics with regard to system of mating. *Evolution*, **19**: 395-420.

ZANE L., ANGELINI E., LONGO N., MARCATO S., BISOL P.M. (2001) - Biodivesity at ecogenetic level in three species of beach fleas. In: Faranda E.M., Guglielmo L., Spezie G. (eds), *Mediterranean ecosystems: structures and Processes*. Springer-Verlag Italia: 391-398.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1072-1076

A. Chinellato, M. Pellizzato, M. Bressan*

*Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via U. Bassi, 58/B - 35121 Padova, Italia.
mbressan@bio.unipd.it

INSEDIAMENTO DI LARVE DI BIVALVI SU COLLETTORI ARTIFICIALI IN UN'AREA A BARRIERE ARTIFICIALI NEL NORD ADRIATICO

SETTLEMENT OF BIVALVE SPAT ON SUSPENDED COLLECTORS IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA

Abstract

From December 2003 to November 2004 a research project on larval settlement of bivalves was carried out in the Northern Adriatic Sea, using some series of collectors ("Chinese cap") suspended at –2 and –10 m depth. The study revealed the periods and density of settlement, as well as the bathymetric preferences of certain types of bivalves. These studies contribute to the knowledge of the distribution of bivalve larvae in the sea environment.

Key-words: *larval settlement, bivalves, artificial substrata, Northern Adriatic Sea.*

Introduzione

Nell'ambito del Programma per la tutela ambientale della Regione del Veneto "Intervento 72 – Campo Sperimentale in mare" (Progetto esecutivo 93-T406-REL-G009), coordinato dall'Osservatorio Alto Adriatico di ARPAV, è stata condotta una ricerca focalizzata sulla captazione di larve di molluschi bivalvi, utilizzando tre differenti tipi di collettori artificiali (sacchetti di rete, pioli in polietilene, "cappelli cinesi"). In questo lavoro sono presentati i dati relativi alla captazione dei cosiddetti "cappelli cinesi", dischi in policarbonato rugoso a concavità inferiore, già sperimentati con successo in precedenti ricerche (Bressan *et al.*, 2002).

Materiali e metodi

Lo studio è stato realizzato in un'area a barriere artificiali, situata nel tratto di mare antistante il litorale di Cavallino-Treporti (VE), in prossimità della foce del fiume Sile. Ad una corda portante, legata ad un'apposita long-line di superficie, sono state appese a 2 e 10 m di profondità due serie di collettori da 10 cappelli ciascuna.

La sperimentazione è iniziata a metà dicembre del 2003 ed è terminata a metà novembre 2004; durante questo periodo sono stati raccolti 10 campioni, che sono rimasti immersi per un periodo compreso tra i 30 e i 40 giorni. Nelle Figg. 1 e 2 i campioni sono posti in corrispondenza della rispettiva data di raccolta. Durante il recupero i collettori sono stati staccati dalla corda, posti in singoli sacchetti e conservati in freezer a –20 °C fino al momento dell'analisi. Dopo lo scongelamento, i collettori sono stati lavati singolarmente con acqua di mare filtrata; gli organismi, così raccolti su un filtro da 100 μm di vuoto di maglia, sono stati osservati allo stereomicroscopio. Per individuare gli eventuali bivalvi rimasti sul substrato, allo stereomicroscopio si è controllata anche la superficie dei cappelli. I valori di inse-

diamento sono espressi come numero di individui per metro quadrato per giorno di immersione (ind m^{-2} $giorno^{-1}$).

La determinazione sistematica è stata spesso problematica, sia per motivi dimensionali che per mancanza di chiavi di riconoscimento per tutte le specie presenti; il principale aiuto è venuto da letteratura relativa a specie non mediterranee (Bayne, 1976; Cossignani *et al.*, 1992; Hodghson e Burke, 1988; Rees, 1950; Rose e Dix, 1984; Sullivan, 1948). Gli individui al di sotto dei 200 µm non sono mai stati identificati perché troppo piccoli e mancanti di caratteri morfologici discriminanti; tali esemplari sono stati indicati come "n.i. (non identificati) <200 µm". Gli individui di dimensioni maggiori sono stati determinati fino alla famiglia, al genere e, quando possibile, alla specie; quando l'identificazione non è stata possibile gli individui sono stati indicati come "n.i.>200 µm".

Risultati

Nel corso dello studio sono stati identificate 13 famiglie (Tab. 1); tre di queste (Mytilidae, Pectinidae e Veneridae) presentano specie di interesse commerciale. Mytilidae e Pectinidae sono state le famiglie più abbondanti e anche le più frequenti, essendo state rinvenute in tutti i campioni (Tab. 1). L'insediamento dei Bivalvi ha mostrato un andamento stagionale, con un massimo in agosto (fino

Tab. 1 - Abbondanze medie e frequenza dei taxa rinvenuti nel periodo dicembre 2003-novembre 2004. n.i. = non identificati.
Mean abundance and frequence of taxa in the period december 2003-november 2004. n.i. = not identified.

famiglie	specie	ind m^{-2} g^{-1}	freq
biv ni < 200 µm		12.96	1.0
biv ni > 200 µm		1.50	0.6
Anomidae	*Anomia ephippium*	2.29	0.9
Arcidae	n.i.	5.94	0.5
Cardiidae	n.i.	0.12	0.4
Donacidae	n.i.	0.70	0.4
Hiatellidae	*Hiatella arctica*	1.04	0.6
Limidae	n.i.	0.14	0.6
Mactridae	n.i.	0.01	0.1
Mytilidae	Mytilidae n.i.	13.18	1.0
	Mytilus galloprovincialis	0.43	0.6
	Modiolarca subpicta	11.26	0.7
	Modiolula phaseolina	4.56	0.2
	Musculista senhousia	0.09	0.2
Ostreidae	*Ostrea edulis*	0.08	0.2
	Crassostrea gigas	0.42	0.3
Pectinidae	n.i.	0.00	
	Aequipecten opercularis	17.07	1.00
	Chlamys varia		
	Proteopecten glabra		
Solenidae	n.i.	0.00	0.1
Tellinidae	n.i.	0.10	0.2
Veneridae	n.i.	1.48	0.40
	Paphia spp.		

a 1039 ind m^{-2} $giorno^{-1}$ a 10 m); alcune famiglie, come Anomidae e Hiatellidae, hanno avuto un insediamento prevalentemente invernale, mentre le altre hanno mostrato una preferenza primaverile-estiva. Gli individui n.i. <200 μm (massimo 56% in inverno a –2 m) e la famiglia Mytilidae (massimo 80% in primavera a –2 m) sono stati i gruppi dominanti durante tutti i periodi stagionali, individuati in base al regime termico dell'acqua (inverno <10 °C; primavera 10-20 °C; estate >20 °C; autunno 20-10 °C). Nelle diverse stagioni, tuttavia, anche altri taxa hanno mostrato percentuali elevate: durante l'inverno, a 10 m di profondità, *Anomia ephippium* ha prevalso nettamente su tutti i taxa (65%), mentre d'estate, ad entrambe le batimetrie, sono risultati abbondanti i Pectinidae (235 ind m^{-2} $giorno^{-1}$), con percentuale del 30%. In autunno sono ricomparse specie a ciclo autunnale-invernale, come *A. ephippium* e *Hiatella artica*.

I Mytilidae, pur essendo stati rinvenuti per tutto il periodo di sperimentazione, hanno raggiunto il massimo in agosto (188 ind m^{-2} $giorno^{-1}$), e tra marzo e giugno sono stati presenti con valori consistenti, anche se altalenanti, indice di un insediamento discontinuo (Fig. 1 A). Il picco di agosto è legato ad un insediamento

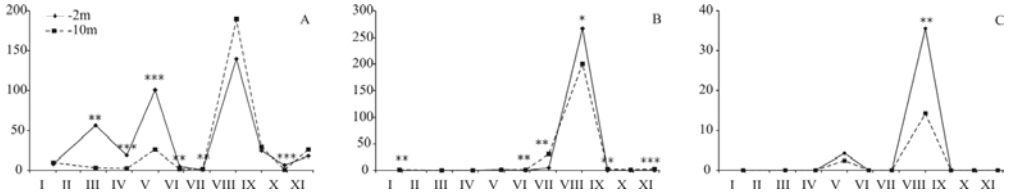


Fig. 1 - Andamenti dell'insediamento medio (ind m^{-2} $giorno^{-1}$) di Mytilidae totali (A), Pectinidae (B) e Veneridae (C) a -2 m e -10 m. I numeri romani indicano i mesi. Gli asterischi sono relativi alla significatività dei confronti statistici (test U di Mann–Whitney) tra gli insediamenti registrati alle due profondità (*=P <0.05; **= P <0.01; *** = P<0.001).

Patterns of mean settlement (ind m^{-2} day^{-1}) of Mytilidae (A), Pectinidae (B), Veneridae (C) at 2 m and 10 m depths. Roman numerals are for months. Stars show the significativity of the statistical comparisons at the two depths (Mann–Whitney U test) (=P <0.05; **= P <0.01; *** = P<0.001).*

particolarmente elevato di specie prive di valore commerciale, come *Modiolula phaseolina* e *Modiolarca subpicta*, mentre l'insediamento di *Mytilus galloprovincialis* è avvenuto, seppur con valori modesto, tra aprile e luglio (Fig. 2). I Mytilidae si sono insediati preferenzialmente a –2 m fino alla fine di giugno, in presenza di densità più elevate di *M. galloprovincialis*, poi, con il prevalere delle altre specie, l'insediamento è stato distribuito uniformemente tra le due profondità o più elevato a –10 m (Fig. 1A).

I Pectinidae hanno raggiunto in agosto i valori di abbondanza più elevati (267 ind m^{-2} $giorno^{-1}$), mostrando durante tutto l'anno una preferenza ad insediarsi più vicini al fondo, ad eccezione del campione di agosto (Fig. 1B). In generale l'insediamento dei Veneridae è stato molto meno prolungato e meno abbondante (max 36 ind m^{-2} $giorno^{-1}$) rispetto alle altre famiglie "commerciali"; infatti questo taxon è stato rinvenuto solo tra maggio e settembre. La preferenza per l'insediamento è stata a –2 m (Fig. 1C).

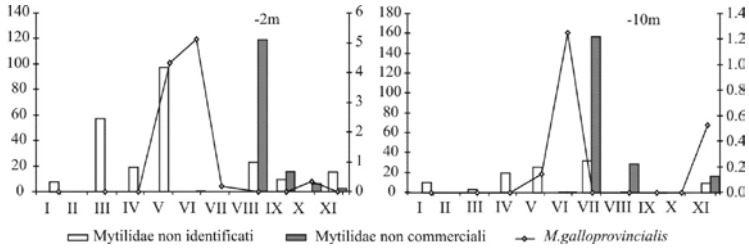


Fig. 2 - Andamenti dell'insediamento medio (ind m^{-2} $giorno^{-1}$) di *M. galloprovincialis*, Mytilidae non identificati e Mytilidae non commerciali a -2 m e -10 m nei dieci campioni. I numeri romani indicano i mesi. Gli istogrammi e la scala di sinistra sono relativi ai Mytilidae non identificati e non commerciali; la linea e la scala di destra sono relative a *M. galloprovincialis*.

Patterns of mean settlement (ind m^{-2} day^{-1}) of M. galloprovincialis*, not identified Mytilidae and not commercial Mytilidae at a -2 m e -10 m depths in the ten samples. Roman numerals are for months. Colums and scale on the left refer to not identified and not commercial Mytilidae; line and scale on the right refer to* M. galloprovincialis.

Conclusioni

I cappelli cinesi hanno fornito interessanti informazioni sulla presenza delle diverse famiglie di bivalvi ad entrambe le profondità oggetto di studio. La forma a disco e la struttura in materiale plastico dei cappelli hanno probabilmente permesso l'instaurarsi di condizioni favorevoli per l'insediamento di numerose specie di bivalvi sia di substrato duro che mobile.

La sperimentazione ha inoltre consentito di determinare la profondità preferita per l'insediamento di alcuni taxa; nei Mytilidae, ad esempio, è risultato che le larve di *M. galloprovincialis* e *M. subpicta* privilegiano profondità differenti: più vicino alla superficie le prime, in prossimità del fondale le seconde.

La permanenza in immersione dei collettori per un periodo di circa un mese, ha permesso di acquisire dati relativi alla presenza dei giovanili di bivalvi nel corso dell'anno, anche per una più facile formulazione del calendario di tali eventi. Purtroppo, tale intervallo può rivelarsi in alcuni periodi dell'anno troppo breve, soprattutto quando la temperatura dell'acqua del mare è bassa (stagione invernale e primaverile); infatti, le larve neoinsediate, non riescono a raggiungere in un mese dimensioni tali da poter essere associate a caratteri morfologici certi, che ne consentano cioé una sicura determinazione sistematica.

I periodi d'insediamento di *M. galloprovincialis* registrati, con un picco in maggio 2004, corrispondono con quanto riportato in letteratura per il Nord Adriatico (Hrs-Brenko, 1980; Pellizzato e Renzoni, 1986); anche il picco estivo dei Pectinidae concorda con quanto indicato nella bibliografia specialistica riferita all'alto Adriatico per le specie *Proteopecten glabra, Chlamys varia* e *Aequipecten opercularis* (Castagnolo *et al.*, 1990).

I cappelli sono quindi un utile strumento di indagine, in quanto permettono di raccogliere informazioni sulla disponibilità larvale nell'ambiente e quindi, unitamente ai dati di reclutamento, potenzialmente utilizzabili in studi di dinamica di popolazione, nonché per monitoraggi a supporto della gestione di impianti in molluschicoltura. Grazie al loro basso livello di impatto, questi collettori pos-

sono essere impiegati in aree in cui é precluso il prelievo da substrati naturali per motivi di conservazione.

Bibliografia

BAYNE B.L. (1976) - The biology of mussel larvae. In: B.L Bayne (ed), *Marine Mussel. Their ecology and physiology*. Cambridge University Press, Cambridge: 81-120.

BRESSAN M., BARICHELLO B., GATTO T., PELLIZZATO M. (2002) – Utilizzo di substrati artificiali per monitorare l'insediamento larvale di molluschi bivalvi nella laguna di Venezia. *Soc. Ven. Sc. Nat. Lav.*, **27**: 33-46.

CASTAGNOLO L., ARALLA G., CASTELLI M. (1990) - *Pecten jacobaeus* (L.) e *Chamys opercularis* (L.) nell'alto Adriatico: un anno di osservazioni sul ciclo biologico. *Lavori della Società Italiana di Malacologia*, **23**: 389-391.

COSSIGNANI T., DI NISIO A., PASSAMONTI M. (1992) - *Atlante delle conchiglie del Medio Adriatico*. L'informatore Piceno Ed, Ancona: 40 pp.

HODGSON C.A., BURKE R. (1988) - Development and larval morphology of the spiny scallop, *Chlamys hastata. Biol. Bull*., **174**: 303-318.

HRS-BRENKO M. (1980) - The settlement of mussel and oyster in the northern Adriatic sea. *Nova Thalassia*, **4** (Suppl.): 67-85.

PELLIZZATO M., RENZONI A. (1986) - Raccolta di seme di *Mytilus galloprovincialis* (Lmk), *Ostrea edulis* (L) e *Crassostrea gigas* (Thunberg) e loro allevamento in Laguna di Venezia. *Nova Thalassia*, **8** (Suppl. 3): 381-392.

REES C.B. (1950) - The identification and classification of lamellibranch larvae. *Hull Bull. Mar. Ecol*., **3**: 73-104.

ROSE R.A., DIX T.G. (1984) - Larval and juvenile development of the doughboy scallop, *Chlamys (Chlamys) asperrimus* (Lamarck) (Mollusca: Pectinidae). *Aust. J. Mar. Freshw. Res*., **35**: 315-323.

SULLIVAN C.M. (1948) - Bivalve larvae of Malpeque Bay. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, **77**: 1-36.

Finanziamento: Il progetto "Intervento 72 - Campo sperimentale in mare", Progetto Esecutivo 93-T406-REL-G003, rientra nel Programma Triennale per la Tutela Ambientale 1994-1996 della Regione del Veneto, con il contributo del Ministero dell'Ambiente e del Territorio.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1077-1080

A. Cossu, P. Randaccio[1], G. Bressan[2], F. Ragazzola

Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Università di Sassari,
Via Muroni, 25 – 07100 Sassari, Italia.
acossu@uniss.it
[1]Istituto Nazionale di Fisica Nucleare, Università di Cagliari, Italia.
[2]Dipartimento di Biologia, Università di Trieste, Italia.

VALORI DI RADIOATTIVITÀ DI *CORALLINA ELONGATA* ELLIS & SOLANDER (FLORIDEOPHYCEAE, CORALLINALES) NELL'ARCIPELAGO DI LA MADDALENA

RADIOACTIVITY VALUES IN CORALLINA ELONGATA *ELLIS & SOLANDER (FLORIDEOPHYCEAE, CORALLINALES) AROUND LA MADDALENA ISLAND*

Abstract

This work presents the result of some radiometric measurements on samples of Corallina elongata *Ellis & Solander collected around Barettini Island (La Maddalena-National Park). The measurements show a value of 364 Bq/Kg for ^{234}Thorium which drops, after 110 days, to 11 Bq/Kg, a proportion corresponding to the half life of this element. The result shows that it is possible to have a bioaccumulation of Thorium in* Corallina.

Key-word: *^{234}Thorium,* Corallina elongata*, Barettini Island, marine park.*

Introduzione

Il sommergibile nucleare statunitense USS HARTFORD il 25 ottobre del 2003 nelle acque dell'Arcipelago di La Maddalena danneggiò lo scafo in una secca; vennero subito effettuate misure radiometriche in campioni di alghe e di acqua di mare dalla associazione francese "Commission de la Recherche e Information Indépendantes sur la Radioactivité". I risultati (Note CRIIRAD 0401/V1*) evidenziarono elevati valori di Torio^{234} dell'ordine di qualche migliaio di Bq per kg di peso secco solo in alcune alghe di specie non precisate. Tale fenomeno non fu posto in relazione all'episodio dell'incaglio ma se pur in forma dubitativa, alla persistente presenza di sommergibili nucleari della base, nonostante non furono rilevati i tipici radionuclidi artificiali prodotti dalla fissione dell'Uranio dei reattori a propulsione atomica.

Fu predisposto allora dal nostro gruppo di lavoro un piano di campionamento nell'Isola di Barrettini, non lontana dall'incidente, dove si individuò un popolamento monospecifico di *Corallina elongata,* specie scelta perchè più simile all'immagine dei campioni di alghe rosse divulgata dalla CRIIRAD.

Materiali e metodi

Si raccolsero esemplari su una superficie di 2 m^2 per 2 Kg di peso fresco. Eliminate tutte le altre specie e le epifite, il campione fu essiccato in stufa per 72 h a 70 °C, macinato e 500 gr di questo destinato alle misure radiometriche.

* http://www.criirad.com/criirad/actualites/Communiques/AccidentSousMarin/15.01.04/Sous.MarinAnnexe1.pdf

Le misure furono eseguite in spettrometria gamma con rivelatore al Germanio di tipo n modello Pop-Top della EG&G ORTEC. L'efficienza di conteggio del detector era misurata usando campioni standard a concentrazione nota di radioisotopi. Il grado di incertezza era contenuto al disotto del 10%. La geometria di lettura consisteva nel Beker di Marinelli di 500 ml di volume.

L'analisi della curva di decadimento del ^{234}Th del campione fu effettuata su un arco temporale di circa cinque mesi

Risultati

Le misure indicarono che la massima attività era generata da una concentrazione di 364 Bq/Kg dovuto al ^{234}Th. I grafici in Fig. 1 mostrano la prima (a) e

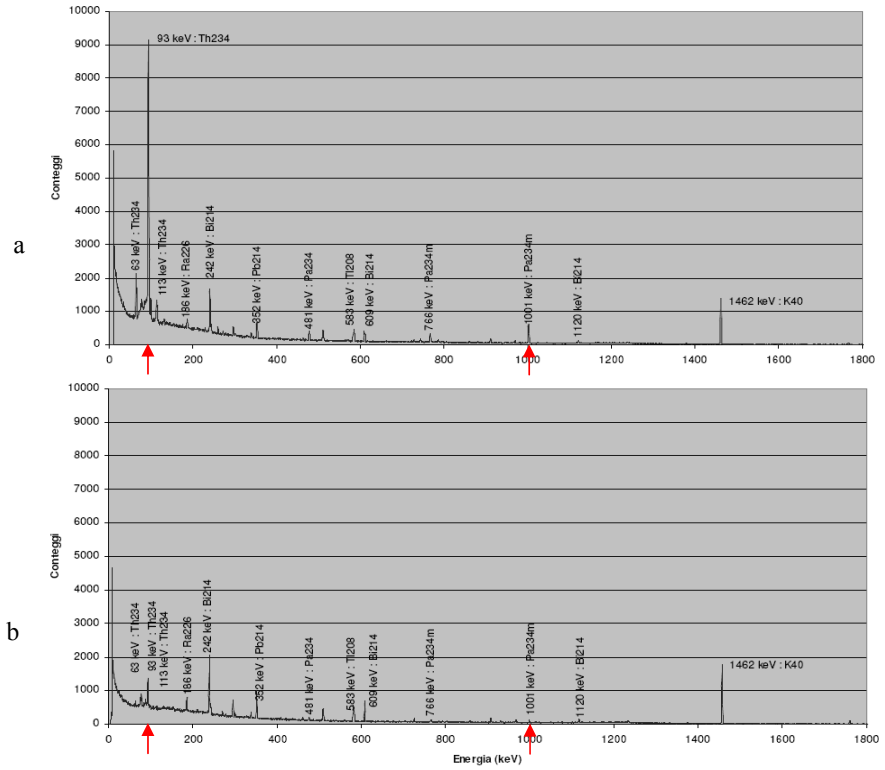


Fig. 1 - Spettro gamma del campione di *Corallina elongata* dal 26 marzo al 1 agosto 2004 dove (a) si evidenzia un picco a 93 keV corrispondente al 234Th; è presente anche un picco di minore intensità, inferiore a 1001 keV del Pa metastabile; dopo 110 giorni (b) tali picchi si sono fortemente ridotti.

Spectrogram of a sample of Corallina elongata *(26-March-2004). a) A peak fo 93 KeV corresponding to Thorium; it is also present a smaller peak at 1001 Ke V Pa-m; b) After 110 day both peaks have reduced.*

la decima misura (b) effettuata dopo cinque mesi. Il grafico in Fig. 2 mostra a l'andamento del ^{234}Th nel tempo che evidenzia come l'attività rilevata (linea con

rombi) si attenua seguendo l'andamento del modello teorico (linea con quadrati). Si nota altresì che il picco del ^{234}Th all'energia di 93 keV (a) si riduce fortemente alla decima misura (b). Anche il picco del ^{234}Pa m (Protoattinio ^{234} metastabile), diretto discendente del ^{234}Th, si riduce fortemente. (cfr. picco a 1001 keV di Fig. 2 a,b). Il tempo di emivita del ^{234}Th è di 21.4 giorni e deriva dal decadimento ^{238}U che ha una emivita di 4,5 Miliardi di anni. Nell'ipotesi che il ^{234}Th fosse prodotto dal decadimento del ^{238}U contenuto all'interno dell'alga, l'attività del ^{234}Th resterebbe costante nel tempo poiché in equilibrio con il suo progenitore, ma poiché esso decade secondo il modello della sua emivita, ciò significa che *C. elongata* cattura direttamente ^{234}Th dall'ambiente e lo introduce, accumulandolo nel tallo raggiungendo poi probabilmente un equilibrio dinamico. Il ^{234}Th che decade secondo il proprio tempo di dimezzamento (Fig. 2) dopo circa 5 vite medie (110 giorni tra la prima e l'ultima misura) mostra un'attività ridotta di un fattore di 1/32 (corrispondente a $0{,}5^5$), passando da 364 Bq/kg a circa 11 Bq/Kg pari alla sola attività del decadimento del ^{238}U presente nel tallo dell'alga. Quando l'alga muore, anche la "pompa"al Torio si arresta ed i valori di radioattività decrescono perchè manca l'apporto dall'esterno di questo elemento. Il fenomeno per cui *C. elongata* non raccoglie ^{238}U al pari del ^{234}Th è da imputare al bioaccumulo selettivo per quest'ultimo che anche altre alghe attuano, ovvero a un processo biologico che consiste nella concentrazione naturale di questo elemento nel tallo con un capacità di accumulo migliaia di volte rispetto all'acqua di mare (Ishikawa, 2004); l'arricchimento di radionuclidi in un'alga può essere legato a fenomeni di adsorbimento ed assorbimento, adesione, scambi ionici con alginati, o trasporto biologico di membrana (Nakamura, 1981; Honda, 1986).

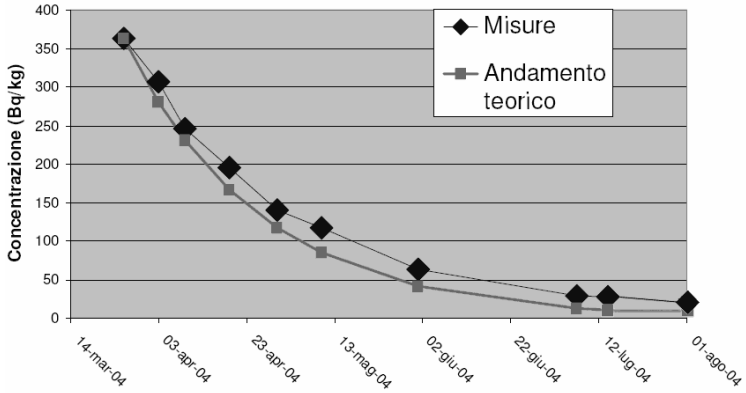


Fig. 2 - Andamento dell'attività del 234Th nel campione di *Corallina elongata* nelle dieci letture durante il periodo di 110 giorni. Si evidenzia come l'attività rilevata (linea rombi) si attenua seguendo l'andamento del modello teorico (linea quadrati) del tempo di emivita.
Thorium activity progression in Corallina elongata *sample in 110 days. It is clear how the noted activity (rhombs) abates following the theoretical pattern (squares) of the half life time.*

Conclusioni

L'alga concentra ^{234}Th e non il suo progenitore ^{238}Ur. Le misure da noi effettuate sono comparabili con le misure effettuate da altri laboratori (dati non pub-

blicati) che in alcuni casi hanno riscontrato valori più elevati. Le concentrazione di ^{234}Th nei campioni di alghe sono mutevoli da zona a zona. Tale variabilità potrebbe dipendere dalla differente concentrazione degli elementi chimicamente affini, in mancanza dei quali l'alga assimila ^{234}Th, succedaneo di questi. Piccole variazioni quantitative di elemento assimilato portano a variazioni notevoli dell'attività. Una concentrazione di attività di 1000 Bq/Kg corrisponde infatti ad una abbondanza frazionaria di massa pari a 1×10^{-15}; perciò piccolissime variazioni di massa assimilata portano a variazioni notevolissime nella concentrazione d'attività.

Nostri risultati analitici (dati non pubblicati) mostrano che le rocce granitiche delle isole di Barrettini contengono quantità importanti di ^{238}U ma nella norma rispetto ai valori naturali; una modesta quantità del radioisotopo naturale si trova anche nell'acqua di mare. La radioattività registrata in *C. elongata* è di origine naturale poiché dipendente dal ^{234}Th e non da ^{238}U che potrebbe essere anche di origine artificiale ma che è presente a basse concentrazioni sia nel tallo dell'alga sia in acqua, in concentrazioni analoghe a quelle di altri siti non sottoposti a frequentazione di sottomarini nucleari.

Resta da scoprire quale sia il meccanismo di bioaccumulo del Torio dove esso venga allocato nei diversi distretti del tallo e nel complesso cellulare (frazione calcarea o cellulare), la sua variabilità temporale e spaziale e se il fenomeno sia diffuso nell'ambito della famiglia delle *Corallinaceae*.

Bibliografia

HONDA Y. (1986) - Mechanisms of bioaccumulation of radionuclides by marine organisms in relation to their physico-chemical forms. In: *Proceedings of the 12th NIRS Seminar on Environmental Research (1984)*, Chiba, Japan, Jitsugyo-Choosy, Tokyo, Japan: 108-111.

ISHIKAWA Y., KAGAYA H., SAGA K. (2004) - Biomagnification of ^{7}Be, ^{234}Th, and ^{228}Ra in marine organisms near the northern Pacific coast of Japan. *J. Environ. Radioactiv.,* **76** (1-2): 103-112.

NAKAMURA R. (1981) - Combining of some trace elements with constituent materials of marine algae. In: *Proceedings of the 8th NIRS Seminar on Environmental Research*, Chiba, Japan, 27–28 November 1980, NIRS, Japan: 269-282.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1081-1084

G. Gorbi, S. Sei, M. Invidia, F. Bettoni

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma,
Parco Area delle Scienze, 11/A - 43100 Parma, Italia.
gessica.gorbi@unipr.it

UTILIZZO DEGLI STADI UOVO/NAUPLIO IN TEST TOSSICOLOGICI CON *ACARTIA TONSA* DANA, 1848: PROPOSTA DI UNA NUOVA METODOLOGIA DI SAGGIO

TOXICITY TESTS ON EGG/NAUPLIUS STAGES OF ACARTIA TONSA *DANA, 1848: A NEW BIOASSAY PROPOSAL*

Abstract

A new test methodology on egg/nauplius stages of the copepod Acartia tonsa *Dana, 1848, applicable on demand, is proposed. Screening tests with Zn, Cd, Ni, Cr(VI) and As(V) were performed to standardize and evaluate the sensitivity of the procedure. The suitability of an artificial marine water for both acute and long-term experiments was evaluated. The high degree of standardization and the sensitivity of the end point "nauplius mortality" suggest that the set up methodology can be included in water quality assessment procedures.*

Key-words*: toxicity tests,* Acartia tonsa*, eggs, nauplius, heavy metals.*

Introduzione

Il copepode planctonico *Acartia tonsa* Dana,1848 è stato ampiamente utilizzato in studi ecotossicologici sia negli Stati Uniti che in Europa e rientra tra le specie indicate dalla International Organization for Standardization (ISO, 1999) per i saggi biotossicologici applicati agli ambienti marini e salmastri.

La metodica ISO prevede l'utilizzo di individui adulti o al V stadio di copepodite e implica quindi il sorting degli organismi da allevamenti mantenuti in condizioni standardizzate oppure l'allestimento di colture sincrone (coorti) in previsione del test (14-21 giorni prima). Entrambe le procedure comportano tuttavia alcuni problemi: nel primo caso si utilizzano individui di età non nota e la loro selezione mediante osservazione al microscopio può costituire uno stress aggiuntivo; l'allestimento di coorti rende invece difficoltosa l'applicazione "a domanda" del saggio. È stato inoltre dimostrato che maschi e femmine adulti possono avere diversa sensibilità alle sostanze tossiche e che lo stadio naupliare è molto più sensibile di quello adulto (Medina *et al*., 2002).

Recentemente Andersen *et al*. (2001) e Wollenberger *et al*. (2003) hanno proposto una metodologia di saggio per test cronici su *A. tonsa* che, partendo dall'esposizione delle uova, utilizza come end point il passaggio dallo stadio naupliare a quello di copepodite. La sensibilità delle uova di diverse specie di copepodi a varie sostanze tossiche era già stata accertata da Lindley *et al*. (1999).

Considerando che *A. tonsa* è un organismo a riproduzione continua, rilascia le uova liberamente nell'acqua e queste si sviluppano in ~24 ore, abbiamo ipotizzato che lo stadio uovo potesse essere idoneo come "materiale biologico" di partenza per la realizzazione di saggi tossicologici acuti e cronici e che schiusa e mortalità dei naupli potessero essere utilizzati come end point. È stata quindi messa a

punto una metodologia di saggio standardizzata per la realizzazione di test da applicare "a domanda".

Materiali e metodi

Organismi appartenenti alla specie *Acartia tonsa* sono stati raccolti nella laguna di Venezia e allevati in laboratorio in acqua marina naturale secondo le procedure riportate da Invidia *et al*. (2004).

Sopravvivenza e sviluppo di A. tonsa *in acqua marina artificiale*.

Considerato l'elevato grado di standardizzazione necessario per i test finalizzati al controllo ambientale e alla classificazione tossicologica delle sostanze, è stata valutata la possibilità di utilizzare acqua marina artificiale sia per i test acuti che per i test cronici. È stata utilizzata l'acqua marina artificiale descritta in A.P.H.A., A.W.W.A, W.P.C.F. (1989) modificata per ottenere una salinità di 30±1‰. Uova prodotte da organismi isolati dalle colture di mantenimento sono state trasferite in cristallizzatori (∅ 60 mm) contenenti acqua marina artificiale (4 uova per cristallizzatore, 1 ind/10 ml) mantenuti in cella climatizzata alle stesse condizioni dell'allevamento. Dopo 24 h è stata verificata la schiusa delle uova. Gli organismi sono stati alimentati con una miscela algale composta da 5×10^4 cell/ml di *Isochrysis galbana* e 1×10^4 cell/ml di *Tetraselmis suecica*. Sopravvivenza e sviluppo sono stati controllati giornalmente fino al raggiungimento dello stadio adulto. Successivamente sono stati effettuati controlli a giorni alterni fino alla morte degli organismi. Il rinnovo del mezzo e dell'alimento è stato effettuato a giorni alterni. In totale sono state utilizzate 177 uova in 7 repliche dell'esperimento.

Test di tossicità acuta.

Per valutare la sensibilità delle uova e dei naupli sono stati effettuati test di screening con Zn, Cd, Ni, Cr(VI) e As(V) (almeno 2 test per ogni sostanza presa in esame). Per ogni metallo è stata preparata una soluzione madre in acqua bidistillata, dalla quale con diluizioni successive in acqua marina artificiale sono state ottenute le soluzioni per i trattamenti. Le uova sono state ottenute da circa 40 organismi adulti (20 maschi e 20 femmine) selezionati dall'allevamento 15-16 ore prima dell'inizio del test e mantenuti in cristallizzatori contenenti 200 ml di acqua marina naturale. Sotto stereomicroscopio, le uova sono state distribuite in modo casuale in capsule Petri contenenti acqua marina artificiale (controllo) o le soluzioni del tossico e immediatamente trasferite in piastre multipozzetto da 24 pozzetti (1 uovo per pozzetto contenente 2,5 ml di acqua o soluzione, 10 uova per piastra). Per ogni trattamento e per il controllo sono state utilizzate 2 piastre (= 20 uova per trattamento per ciascun test). In questo modo è stato possibile osservare singolarmente gli organismi e verificare la schiusa delle uova e la sopravvivenza dei naupli dopo 24 e 48 ore di trattamento.

Risultati

Nell'acqua marina artificiale il successo di schiusa è variato dal 92 al 100%, con un valore complessivo di circa 98%. Il 68% degli organismi ha raggiunto lo stadio di copepodite e il 51% lo stadio adulto. I primi copepoditi sono stati osservati dopo 5-7 giorni dalla nascita; i primi adulti dopo 10-12 giorni. Dopo pochi giorni dal raggiungimento dello stadio adulto sono state osservate uova e naupli vitali. Il tempo massimo di sopravvivenza degli organismi è stato di 50 giorni. I

tempi di sviluppo da noi osservati in acqua marina artificiale sono in accordo con quelli riscontrati da Landry (1983) e Berggreen *et al.* (1988) in acqua marina naturale.

In Tab. 1 sono riportate le minime concentrazioni che hanno determinato inibizione significativa della schiusa e quelle che hanno causato il 90-100% di mortalità dei naupli. In quasi tutti i casi l'inibizione della schiusa è avvenuta a concentrazioni superiori di almeno un ordine di grandezza rispetto alle concentrazioni che hanno causato elevata mortalità dei naupli. In letteratura non sono disponibili dati sulla sensibilità di uova e naupli di *A. tonsa* ai metalli. Per gli adulti Sosnoswsky e Gentile (1978) riportano valori di LC50 a 96 h di 0,09 mg Cd/l, Kusk e Wollenberger (1999) hanno osservato valori di LC50 per il $K_2Cr_2O_7$ (sostanza spesso usata come tossico di riferimento) di 20 e 10 mg/l (pari a 7,07 e 3,54 mg Cr(VI)/l) rispettivamente a 24 h e 48 h. I risultati da noi ottenuti con Cr(VI) indicano che il test messo a punto sullo stadio uovo/nauplio ha una sensibilità paragonabile al test sugli adulti quando si utilizza come end point la mortalità dei naupli.

Tab. 1 - Minime concentrazioni che hanno causato inibizione significativa della schiusa (test di Dunnett, $p<0.01$) e 90-100% di mortalità dei naupli.
Lowest concentrations causing significant reduction of hatching success (Dunnet test, $p<0.01$) and 90-100% nauplius mortality.

	Inibizione schiusa	Mortalità dei naupli
Zn^{2+}	10 mg/l	1 mg/l
Cd^{2+}	10 mg/l	1 mg/l
Ni^{2+}	1 mg/l	1 mg/l
Cr(VI)	non determinata	10 mg/l
As(V)	non determinata	10 mg/l

Conclusioni

La metodologia di saggio proposta risulta vantaggiosa dal punto di vista pratico in quanto: nell'arco di 15-16 ore può essere ottenuto un numero elevato di uova da organismi isolati da colture di mantenimento e quindi il test può essere realizzato su richiesta; le uova sono facilmente riconoscibili e, essendo ovviamente immobili, possono essere raccolte e manipolate in modo agevole senza rischio di stress per l'organismo; la schiusa è facilmente identificabile. La metodologia messa a punto per esperimenti di lungo termine in acqua artificiale risulta appropriata per la realizzazione di test cronici. L'elevato grado di standardizzazione consentito dall'uso di acqua marina artificiale e la sensibilità dell'end point mortalità dei naupli costituiscono indicazioni positive per l'applicazione della metodologia proposta sia per la valutazione della tossicità dei contaminanti che per il controllo della qualità delle acque.

Bibliografia

ANDERSEN H.R., WOLLENBERGER L., HALLING-SØRENSEN B., KUSK K.O (2001) - Development of copepod nauplii to copepodites. A parameter for chronic toxicity including endocrine disruption. *Environ. Toxicol. Chem.*, **20** (12): 2821-2829.

A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F. (1989) - *Standard methods for the examination of water and wastewater.* 17th Ed., A.P.H.A., Washington.

BERGGREEN U., HANSEN B., KIØRBOE T. (1988) - Food size spectra, ingestion and growth of the copepod *Acartia tonsa* during development. Implications for determination of copepod production. *Mar. Biol.*, **99**: 341-352.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (1999) - Water quality-Determination of acute lethal toxicity to marine copepods (Copepoda, Crustacea). ISO 14669.

INVIDIA M., SEI S., GORBI G. (2004) - Survival of the copepod *Acartia tonsa* following egg exposure to near anoxia and to sulfide at different pH values. *Mar.Ecol. Prog. Ser.,* **276**: 187-196.

KUSK K.O., WOLLENBERGER L. (1999) - Fully defined saltwater medium for cultivation of and toxicity testing with marine copepod *Acartia tonsa*. *Environ. Toxicol. Chem*., **18**: 1564-1567.

LANDRY M.R. (1983) - The development of marine calanoid copepods with comment on the isochronal rule. *Limnol. Oceanogr*., **28** (4): 614-624.

LINDLEY J.A., DONKIN P., EVANS S.V., GEORGE C.L., UIL K.F. (1999) - Effects of two organochlorine compounds on hatching and viability of calanoid copepod eggs. *J. Exp. Mar. Ecol. Biol.,* **242**: 59-74.

MEDINA. M., BARATA C., TELFER T., BAIRD D.J. (2002) - Age and sex-related variation in sensivity to the pyrethroid cypermethrin in the marine copepod *Acartia tonsa* Dana. Arch. *Environ. Contam. Toxicol*., **42**: 17-22.

SOSNOWSKI S.L., GENTILE J.H. (1978) - Toxicological comparison of natural and cultured population of *Acartia tonsa* to Cadmium, Copper and Mercury. *J. Fish. Res. Board Can*., **35**: 1366-1369.

WOLLENBERGER L., BREITHOLTZ M., KUSK K.O., BENGTSSON B.E. (2003) - Inhibition of larval development of the marine copepod *Acartia tonsa* by four synthetic musk substances. *Science Tot. Environ*., **305**: 55-64.

La presente ricerca è stata parzialmente finanziata dal MURST (PRIN 2003, Progetto NITIDA).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1085-1089

L. Kozinkova, S. De Ranieri

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata (CIBM),
Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.
deranier@cibm.it

CONFRONTO FRA DUE PROCEDIMENTI PER L'ESECUZIONE DEL TEST D'EMBRIOTOSSICITÀ CON I GAMETI DEL RICCIO DI MARE *PARACENTROTUS LIVIDUS* (LAMARCK 1835)

COMPARISON BETWEEN TWO PROCEDURES TO PERFORME THE TEST OF EMBRYO TOXICITY WITH PARACENTROTUS LIVIDUS *(LAMARCK 1835) SEA URCHIN GAMETES*

Abstract

Two procedures to perform the test of embryo-toxicity with gametes of Paracentrotus lividus *(Lamarck 1835) are compared. In the first method the sperm is exposed for one hour to a reference toxicant and to the solution wich has been tested, before its contact with eggs. In the second method, the zygotes are exposed. In the following 48-72 hours we applied the same control procedure in both methods. The first experimental procedure appears more sensitive than the second one.*

Key-words: Paracentrotus lividus*, embryo toxicity, sperm, zygotes, EC 50.*

Introduzione

Il test d'embriotossicità con *Paracentrotus lividus* può essere eseguito seguendo due procedure molto simili. Il primo procedimento, prevede l'esposizione dello sperma per un intervallo di tempo stabilito al tossico di riferimento e alle sostanze testate prima dell'aggiunta delle uova. Fecondazione e sviluppo per le 48 o 72 ore successive avvengono quindi a contatto con tali soluzioni. Il secondo procedimento, prevede la fecondazione in acqua di mare non contaminata e la successiva esposizione degli embrioni (zigoti) al tossico di riferimento ed alle sostanze testate (EPA 1995, ASTM 1995).

La differenza tra queste due procedure è evidente considerando il materiale biologico che è impiegato nell'esperimento ed esposto alle sostanze esaminate. Da una parte lo sperma, (2 μm) rappresentato da una cellula preservata dalla sottile membrana cellulare e dall'altra lo zigote (100-200 μm) protetto dalla membrana di fecondazione. La sensibilità naturale dello sperma dipende da numerosi fattori esterni ed interni. Lo sperma è ritenuto un indicatore molto sensibile alla presenza di sostanze nocive nell'ambiente marino ed è impiegato nei test di spermiotossicità.

Nel caso in cui lo sperma è esposto prima del suo contatto con le uova alle sostanze tossiche, il risultato della fecondazione e del successivo sviluppo sarà differente dal risultato della fecondazione e sviluppo avvenuti in un ambiente pulito.

Nel primo procedimento viene stimato lo sviluppo che porta a termine la fecondazione che avviene in una unica provetta contenente la soluzione tossica. Nel secondo procedimento al contrario è valutato soltanto l'effetto sugli embrioni ottenuti dalla fecondazione avvenuta in acqua pulita ed in seguito esposti alla

soluzione tossica. Questo lavoro cerca di rintracciare le possibili differenze tra i due procedimenti, riguardo alla loro sensibilità verso un tossico di riferimento e alcune sostanze naturali testate (elutriati).

Materiali e metodi

Le singole prove di confronto sono state eseguite con lo stesso pool di animali. I ricci dopo la raccolta manuale e dopo il trasporto sono stati stabulati in acquario alla temperatura di 16±1 °C in condizioni controllate per un minimo di sette giorni. La loro alimentazione era composta da alghe provenienti dal sito di prelievo ed inoltre da Codium sp.

L'emissione dei gameti maschili e femminili è stata provocata tramite l'iniezione di 0,5 ml di 1 M KCl nella cavità celomatica o con la stimolazione elettrica. Lo sperma è stato recuperato a secco e conservato a 4 °C fino al suo uso entro 3-5 ore dal suo prelievo.

La raccolta delle uova è stata realizzata per ogni femmina in un becher contenente 50 ml di acqua marina naturale (NSW) filtrata, capovolgendo l'animale con il poro anale verso l'acqua. Dopo la valutazione della maturità (mancanza del nucleo) forma e colore, le uova sono state unite in un becher e lavate tre volte. Alla fine, diluite ad una densità di 200 uova/ml e conservate a 18 °C per 3-5 ore.

50 µl di sperma non diluito sono stati bloccati in 10 ml d'acqua dolce. La concentrazione dello sperma è stata stabilita in conformità al conteggio nella camera di Thoma. La diluizione finale è stata preparata un istante prima dell'esposizione. Il rapporto uovo/sperma era stabilito a 1/15000. L'esperimento prevedeva quattro diluizioni del tossico di riferimento $Cu(NO_3)_2 \cdot 3H_2O$ (16, 32, 46,64 µg/l) e tre diluizioni degli elutriati (EPA 1998) a diversa contaminazione (100,50 e 25%), tutto in tre repliche. Come controllo negativo è stata usata l'acqua di mare naturale filtrata (40 µm).

1° procedimento. Lo sperma è stato esposto per un'ora alle concentrazioni previste del tossico di riferimento, elutriati ed acqua di mare naturale filtrata (controllo negativo) in provette di vetro borosilicato in un volume di 9 ml. Le uova (1 ml della soluzione finale/ogni provetta) sono state aggiunte dopo un'ora. Dopo 48 o 72 ore il test è stato bloccato mediante l'aggiunta di 1ml di formaldeide (37%).

2° procedimento. Alla soluzione delle uova (200 uova/ml) è stato aggiunto lo sperma diluito in NSW ad una concentrazione che garantiva il rapporto uovo/sperma di 1/15000. Dopo venti minuti 1 ml della soluzione (contenente 200 uova fecondate) è stato trasferito nelle provette contenenti 4 diluizioni del tossico di riferimento, tre diluizioni degli elutriati (100, 50 e 25%) e controllo negativo (NSW), il tutto in tre repliche. Il test è stato bloccato mediante l'aggiunta di 1 ml di formaldeide (37%) dopo 48/72 ore.

Le provette sono state conservate a 5 °C fino alla loro valutazione. Al microscopio sono stati contati cento embrioni e calcolata la percentuale dei plutei in ciascun campione ed in ciascuna replica. I risultati sono stati sottoposti a correzione dell'Abott. EC 50 è stato calcolato con metodo Trimmed Spearman-Karber 1,5 e le risposte sottoposte all'analisi statistica ANOVA.

Risultati

La qualità delle uova risultava buona riguardo alla loro forma, colore e maturità. L'osservazione microscopica (42×) dello sperma aveva confermato la sua ottima vitalità e capacità fecondativa, confermata dalle prove preliminari di fecondazione.

Nel controllo (NSW) non sono state osservate differenze significative all'interno delle singole prove tra le due metodiche applicate. Le percentuali finali dei plutei in tutti gli esperimenti non erano significativamente differenti (p=0,345-0,669 ANOVA). Da questa osservazione risulta, che in NSW pulita, la cellula di partenza non è rilevante per il successivo sviluppo.

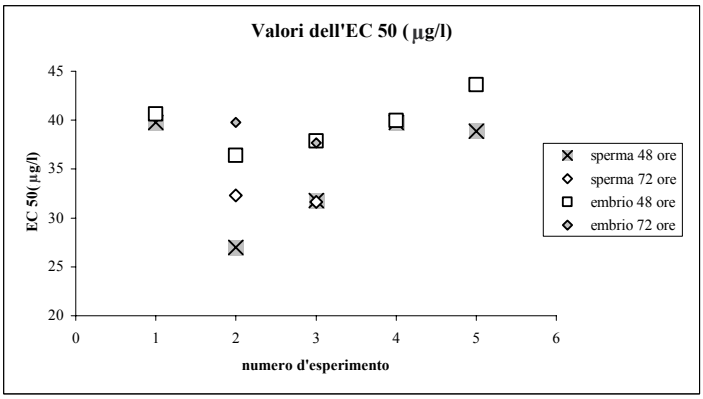


Fig. 1 - Valori dell'EC 50 ottenuti durante le cinque prove di confronto.
Values of EC 50 (µg/l) obtained in five comparative experiments.

Nel caso dell'esposizione dello sperma (prima metodica) agli elutriati a diversa contaminazione per 48 o 72 ore, si osserva la disuguaglianza nella percentuale finale dei plutei. La durata dello sviluppo per 48/72 ore invece non influenza la quantità dei plutei a condizione che vengono applicati gli zigoti (seconda metodica). Dai valori dell'EC 50 si può notare la sensibilità superiore dello sperma (48/72) verso il tossico di riferimento (Fig. 1.) Questo evento si conferma anche nelle prove eseguite con gli elutriati a tutte le loro concentrazioni (Figg. 2, 3, 4 e 5).

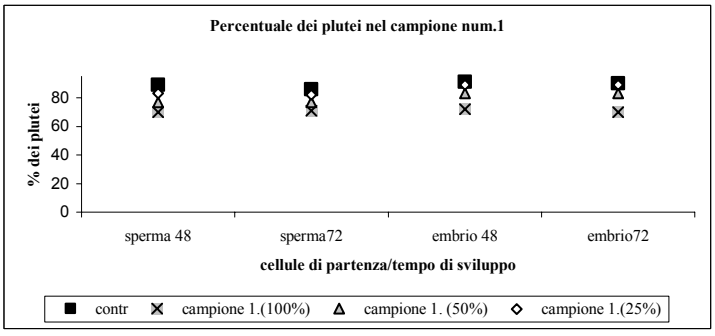


Fig. 2 - Percentuale dei plutei nel campione 1.
Percentage of pluteus in sample 1.

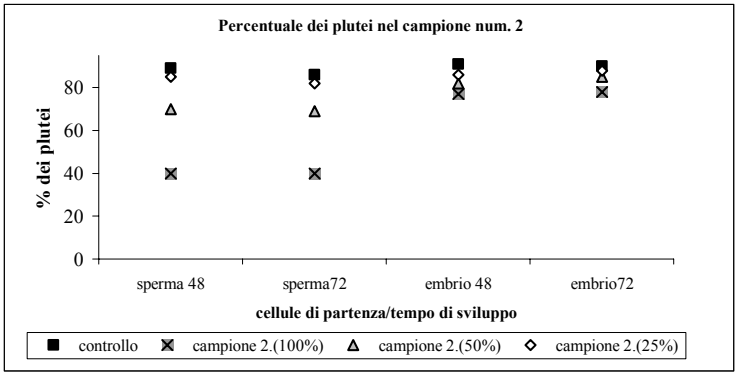


Fig. 3 - Percentuale dei plutei nel campione 2.
Percentage of pluteus in sample 2.

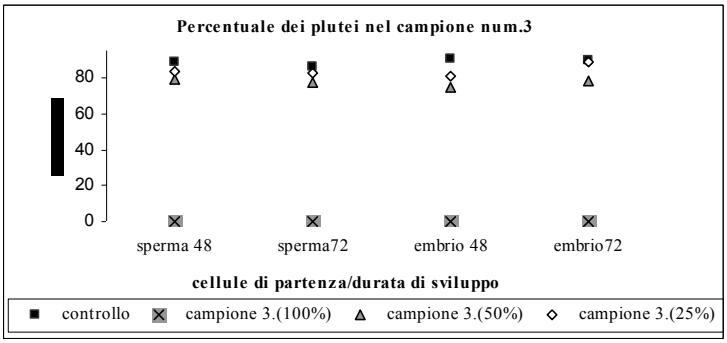


Fig. 4 - Percentuale dei plutei nel campione 3.
Percentage of pluteus in sample 3.

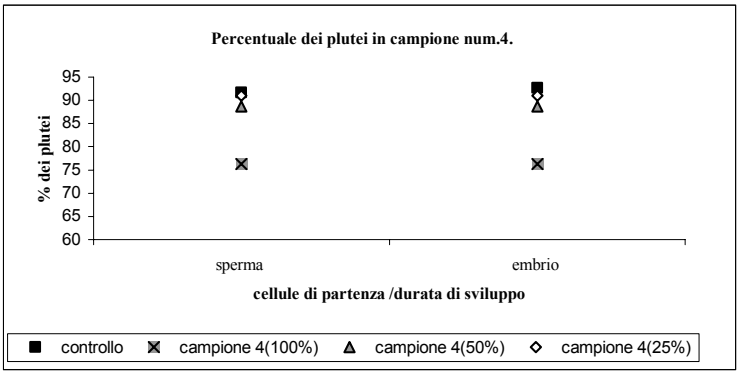


Fig. 5 - Percentuale dei plutei nel campione 4.
Percentage of pluteus in sample 4.

In un lavoro separato saranno riportati e confrontati i risultati ottenuti nelle prove successive e sarà approfondita la significatività delle differenze riscontrate tra le due metodiche, riguardo alla loro sensibilità verso il tossico di riferimento e le sostanze naturali.

Conclusioni

La sensibilità al tossico di riferimento dimostrata dal primo metodo è leggermente maggiore di quella evidenziata dal secondo metodo. Le prove effettuate con gli elutriati confermano quest'osservazione.

Bibliografia

ASTM (1995) - Standard Guide for Conducting Static Acute Toxicity Tests with Echinoid Embryos. *American Standard testing Materials*. E 1563-95: 1029-1046.

EPA (1995) - Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to West Coast Marine and Estuarine Organisms. 600/R-95: 136.

EPA (1998) - Evaluation of Dredged Material Proposed for Discharge in Waters of the U.S. *Testing Manual* 823-B-98-004.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1090-1093

S. Livi, C.A. Cordisco, C. Damiani, M. Romanelli, D. Crosetti

ICRAM, Central Institute for Marine Research,
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
c.cordisco@icram.org

PCR-SSCP OF A PARTIAL REGION OF 18S rDNA AS A METHOD OF SPECIES IDENTIFICATION IN MOLLUSC BIVALVE LARVAE

ANALISI DI UNA REGIONE DEL 18S rDNA ATTRAVERSO LA PCR-SSCP COME METODO DI IDENTIFICAZIONE DELLE SPECIE DI MOLLUSCHI BIVALVI ALLO STADIO LARVALE

Abstract

PCR-SSCP of partial 18S rDNA gene was used to set up a method of species identification of bivalve larvae. The work was focused on eleven commercial species. Larvae (100-200 μm) were isolated from plankton samples collected in the Adriatic Sea. PCR-SSCP of 18S rDNA was carried out on genomic DNA of 110 adults and 122 single larvae. Comparisons between larval and adult SSCP electrophoretic profiles allowed to identify Chamelea gallina, Mytilus galloprovincialis, Mactra corallina lignaria *and* Acanthocardia echinata *among the larvae scored.*

Key-words*: bivalvia, larvae, 18S, SSCP.*

Introduction

Species identification represents one of the main difficulties in the study of bivalve larvae ecology. In this work sequencing of partial 18S rDNA gene, combined with PCR-SSCP (a technique which allows to discriminate DNA fragments with different nucleotide sequence) was used to set up a method of species identification in which a large number of larvae could be scored and species identified with minimum sequencing effort. Past studies have been aimed at classifying target species by using either species-specific probes (Bell *et al*., 1998) or genetic markers such as RFLP (Hosoi *et al*., 2004), which provide only partial and indirect information on gene sequences and might result as unreliable to discriminate closely related species. The present work was focused on eleven Italian commercially important bivalve species, for which the knowledge of their larval ecology might be useful for fishery management and conservation.

Materials and methods

Sampling of adults and planktonic larvae was carried out in the West Adriatic Sea along the southern Italian coast. Ten adult individuals for each of the eleven species selected (*Acanthocardia echinata*, *Callista chione*, *Chamelea gallina*, *Chlamys glabra*, *Donax trunculus*, *Ensis siliquaminor*, *Mactra corallina corallina*, *M. corallina lignaria*, *Mytilus galloprovincialis*, *Ostrea edulis, Venus verrucosa*) were collected, and genomic DNA isolated according to standard phenol-chloroform extraction. Seven plankton samples were collected in sea coastal water over a period of seven months, from May to November. 122 Bivalve larvae at veliger stage (100-200 μm) were sorted live and genomic DNA extracted using Quiagen

columns. PCR amplification and sequencing reactions were performed with primers developed by Holland *et al.* (1991). DNA sequences obtained with ABI 377 automatic sequencer (Perking Elmer) were aligned with Clustal W. Subsequently, internal primers were specifically designed for PCR-SSCP as the sensitivity of the technique is inversely proportional to the fragment size (Girman, 1996). SSCP was carried out on non-denaturing polyacrylamide gels 8% at 6 °C, denaturised PCR products were run at 3W overnight and visualised through SYBR Green II. Sequences analysis was performed with Arlequin and PAUP. 40 sequences from GenBank were included in the analysis.

Results

PCR-SSCP performed on adults showed unique electrophoretic patterns within each species. Complex patterns with more than two bands, due to multiple stable single-stranded conformations per strand, were observed in several species (Fig. 1). The adults SSCP patterns obtained with two different primers set are reported in Fig. 1: in gel A and B DNA fragment size is around 550bp and 320bp respectively.

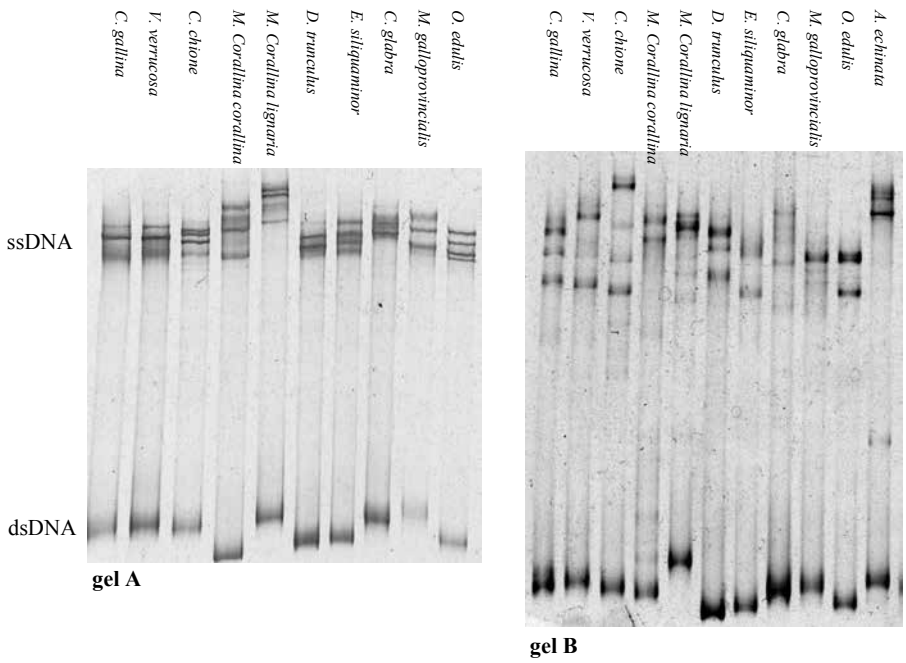


Fig. 1 - SSCP gels of bivalve species with two different primers set.
Gels SSCP di alcune specie di bivalvi ottenuti con due set di primers.

A total of 23 electrophoretic profiles were observed on the 122 larvae scored. Out of these profiles four matched those of *M. galloprovincialis*, *C. gallina*, *A. echinata* and *M. corallina lignaria* adults. Sequences obtained from single larvae

confirmed the identity of larvae and adults sequences (for *A. echinata* the larva has not been sequenced yet).

Sequences of partial 18S gene obtained from the eleven bivalve species assayed ranged from 497bp to 525bp in length. Mean number of pairwise difference was equal to 75.35+/-35.17, ranging from 3 (between *C. gallina* and *V. verrucosa*) to 134 (between *A. echinata* and *O. edulis*). Out of 537 nucleotide sites, 198 were polymorphic (37%), with a total of 56 indels. In order to evaluate how useful this 18S gene portion is to discriminate between closely related species, 40 homologous sequences of bivalve available from GenBank were analysed and pairwise differences between congeneric species calculated. The number of differences ranged from 0 (*Mytilus californianus-M. galloprovincialis* and *M. edulis-M. trossolus*) to 29 (*M. corallina corallina-M. corallina lignaria*). Based on GenBank sequences, *M. galloprovincialis* and *M. edulis* differ for a single substitution T/C, however, the sequences obtained from the adult morphologically identified as *Mytilus galloprovincialis* and the larva ascribed to *M. galloprovincialis* profile showed an ambiguous site in the same position.

Conclusions

The results obtained on larvae analysis through the SSCP suggest the presence of at least 23 species among the 122 larvae scored. The third sampling is the one in which the highest number of presumptive species (13) were found, suggesting early June as spawning period of most bivalve species in this Mediterranean area.

The novelty of this work lies in the possibility of identifying all species of Bivalvia at a larval stage present in a plankton sample. For this reason, the choice of the molecular marker and the sensitivity of the SSCP technique are extremely important. The 18S rDNA is a highly conserved gene often used for phylogenetic assessments (Palumbi, 1996; Adamkewicz *et al*., 1997). The high conservation of this molecular marker represents an advantage for its homogeneity within species boundaries; however, its low interspecific variability can diminish discriminative potential between closely related species. Compared to previous results (unpublished data) SSCP resolution was improved with the development of new primers: *V. verrucosa* and *C. gallina* sequences, differing for only 3 point mutations, exhibit a very distinct SSCP pattern. Since very few congeneric species show a number of mutations smaller than three, the method can be successfully used in most cases. An exception is represented by the genus *Mytilus* for which the use of a second molecular marker would be necessary to discriminate the species that show an identical 18S gene fragment. Based on GenBank sequences, *M. galloprovincialis* and *M. edulis,* both present in the Mediterranean, can be discriminated for one point mutation; however, species identification might be complicated by the presence of hybrid populations (Bierne *et al*., 2003) as the adult and the larva 18S region sequenced in this work seems to indicate.

In conclusion, PCR-SSCP and sequencing of partial 18S gene proved to be an effective tool for species identification of bivalve larvae. However for congeneric sympatric species interspecific variability should be addressed in advance in other to avoid false positive results.

References

ADAMKEWICZ S.L., HARASEWYCH M.G., BLAKE J., SAUDEK D., BULT C.J. (1997) - A molecular phylogeny of the Bivalve Mollusks. *Mol. Biol. Evol.*, **14** (6): 619-629.

BELL J.L., GRASSLE J.P. (1998) - A DNA probe for identification of larvae of the commercial surfclam (*Spisula solidissima*). *Mol. Mar. Biol. Biotechnol.*, **7** (2): 127-137.

BIERNE N., BORSA P., DAGUIN C., JOLLIVET D., VIARD F., BONHOMME F., DAVID P. (2003) - Introgression patterns in the mosaic hybrid zone between *Mytilus edulis* and *M. galloprovincialis*. *Mol. Ecol.,* **12** (2): 447-61.

GIRMAN D. (1996) - The use pf PCR-based single-stranded conformation polymorphism analysis (SSCP-PCR) in conservation genetics. In: Smith T.B., Wayne R.K. (eds), *Molecular Genetic Approaches in Conservation*, Oxford University Press, Oxford: 167-182.

HOLLAND P.W., HACKER A.M., WILLIAMS N.A. (1991) - A molecular analysis of the phylogenetic affinities of *Saccoglossus cambrensis* Brambell & Cole (Hemichordata). *Philos. Trans. R. Soc. Lond. Biol.*, **332**: 185-189.

HOSOI M., HOSOI-TANABE S., SAWADA H., UENO M., TOYOHARA H., HAYASHI I. (2004) - Sequence and polymerase chain reaction-restriction fragment length polymorphism analysis of the large subunit rRNA gene of bivalve: Simple and widely applicable technique for multiple species identification of bivalve larva. *Fish. Sci.,* **70**: 629-637.

PALUMBI S.R. (1996) - Nucleic Acids II: The Polymerase Chain Reaction. In: Hillis D.M., Moritz C., Mable B.K. (eds), *Molecular Systematics,* 2nd Ed.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1094-1097

G. Magnifico, R. Caprioli, D. Cascione, C. Costa, J. Aguzzi*

Lab. di Ecologia Sperimentale e Acquacoltura, Dip. di Biologia, Università di Roma "Tor Vergata",
Via della Ricerca Scientifica - 00133 Roma, Italia.
gmagnific@yahoo.com
*Neuroscience Institute, Morehouse School of Medicine,
720 Westview Drive - S.W. Atlanta GA 30310, USA.

DATI PRELIMINARI SUL RITMO ENDOGENO DELLA *SABELLA SPALLANZANII* (GMELIN, 1791) IN CONDIZIONI SPERIMENTALI DI OSCURITÀ COSTANTE

FIRST RECORDS ON THE ENDOGENOUS RHYTHM OF SABELLA SPALLANZANII *(GMELIN, 1791) IN LABORATORY CONSTANT DARKNESS*

Abstract

The endogenous rhythm of the Mediterranean marine fanworm Sabella spallanzanii *(Gmelin, 1791) (Annelida: Polychaeta) was monitored in laboratory constant condition of darkness during one week. Thirteen animals were collected off Formia (Central Tyrrhenian Sea, Italy) at a depth of 5-10 meters and immediately transferred to aquaria held in a light proof isolated chamber. An analogic videocamera, connected with a computer, took shoots of animals each 30 seconds. Animal activity was monitored as events of fan protrusion and opening over 30 minutes. The periodogram analysis showed a majority of tested specimens with a circadian rhythm, while smaller percentages of animals presented ultradian patterns. Form estimate analysis revealed a nocturnal phase for those rhythms.*

Key-words: Sabella spallanzanii, *biological rhythms, constant darkness, automatic image acquisition, Central Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

Nell'ambito di uno studio pilota volto alla valutazione della possibilità di allevamento a scopi commerciali della *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1971) (Annelida: Polychaeta), è stato indagato il ritmo endogeno della specie in termini di tasso di estroflessione e apertura della corona branchiale. Scopo del lavoro è stato quello di determinare il periodo del ritmo (inteso come intervallo di tempo tra due picchi consecutivi di attività) e la sua fase (intesa come l'ora in cui tali picchi si verificano rispetto al ciclo giorno-notte ambientale). Vengono di seguito riportati i primi risultati emersi nel corso dell'esperimento, ancora in fase di svolgimento.

Materiali e metodi

Il ritmo endogeno della *S. spallanzanii* è stato misurato in condioni sperimentali di oscurità costante per un periodo di una settimana. 13 animali di lunghezza variabile tra 9,7 e 22,5 cm sono stati campionati nelle acque costiere di Formia (Tirreno centrale) ad una profondità compresa tra i 5 e i 10 m. Gli animali raccolti sono stati immediatamente trasferiti in acquari dove sono stati posti ad un'opportuna distanza tra di loro. Gli acquari sono stati collocati all'interno di una camera oscura illuminata con luce infrarossa ed isolata da stimoli esterni. Questi erano dotati di un filtro biologico con una pompa a flusso costante ridotto al

fine di non disturbare il comportamento degli animali che, inoltre, non sono stati alimentati durante tutto il corso dell'esperimento. È stata, quindi, utilizzata una videocamera analogica sensibile alla luce infrarossa (b/w Urmet Sideltronix EX 1090/105; Costa *et al.*, 2006), connessa con un PC, per acquisire fotogrammi degli animali ogni 30 secondi. L'attività degli animali è stata quantificata come numero di eventi di protrusione e apertura della corona branchiale per un'unità di tempo pari a 30 minuti rispetto allo stato di quiescenza (corona ritirata all'interno del tubo dell'animale). Sono state ottenute, in questo modo, delle serie temporali (una per animale) il cui periodo è stato misurato mediante l'analisi del periodogramma (Lomb-Scargle) del software ClockLab (Actimetrics, Evanston, IL) sviluppato in MatLab (the MathWorks). Tale analisi è stata eseguita in una finestra di frequenze compresa tra le 5 e le 30 ore, al fine di poter individuare un'ampia gamma di periodi endogeni, da quelli circadiani (20-28 ore) a quelli ultradiani (minori di 20 ore). La fase di tali ritmi è stata misurata mediante analisi della forma d'onda al fine di poter estrapolare i ritmi misurati in laboratorio al contesto ambientale. Le serie temporali a periodicità circadiana e submultipla (ad esempio quelle a 12 ore) sono state suddivise in segmenti di durata di 24 ore ciascuno. Si è, infine, proceduto al calcolo dell'attività media attraverso valori di differenti segmenti per corrispondenti intervalli di 30 min.

Risultati

L'84,6% degli animali testati ha mostrato un periodo endogeno di attività, mentre il 16,4% si è rivelato aritmico. Nel gruppo degli animali con periodicità endogena, il 55,0% ha mostrato un periodo di attività circadiano, mentre per il 18,0% e il 27,0% dei restanti individui si è riscontrata una ritmicità ultradiana rispettivamente intorno alle 12 e alle 18 ore (Fig. 1). L'analisi della forma d'onda,

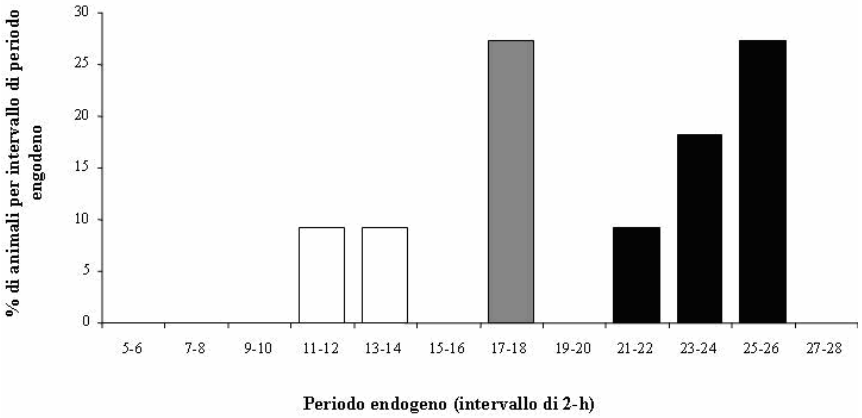


Fig. 1 - Distribuzione di frequenza del numero di animali per differene periodicità endogena come misurato con il periodogramma Lomb-Scargle. ■, periodo circadiano; ▒, periodo ultradianoa 18 ore; □, periodo ultradiano a 12 ore.

Frequency distribution of the number of animals per endogenous periodicity rank (2-h) as detected by Lomb-Scargle periodogram analysis. ■*, circadian period;* ▒*, 18-h ultradian period;* □*, 12-h ultradian period.*

fatta per le serie temporali a carattere circadiano e ultradiano di 12 ore, ha permesso di estrapolare la distribuzione temporale dei picchi di attività al giorno standard: l'80% dei picchi si verifica in corrispondenza della fase notturna e alla transizione di alba e tramonto, mentre solo il 20% durante il giorno (Fig. 2). Dai risultati ottenuti si può evincere che *S. spallanzanii* presenta un ritmo endogeno spontaneo di tipo circadiano quando testata in condizioni sperimentali di prolungata assenza di luce. L'estrapolazione dei risultati all'intorno naturale consente di determinare un incremento della fase di attività durante le ore notturne e crepuscolari. Essendo l'ambiente mediterraneo poco sensibile ad influenze mareali, la presenza di ritmi ultradiani a 12 ore non può essere spiegata assumendo un adattamento del comportamento della specie a cicli corrispondenti di pressione, salinità e idrodinamismo. Questo dato, accanto a quello che riporta la presenza di ritmi endogeni a 18 ore non submultipli del ciclo circadiano, suggerisce un processo di alterazione dell'espressione ritmica dell'attività quando gli animali sono campionati. Lo stress di cattura altera l'espressione del ritmo circadiano (Aguzzi *et al.*, 2005) e tale fenomeno potrebbe essersi verificato nel corso del presente esperimento.

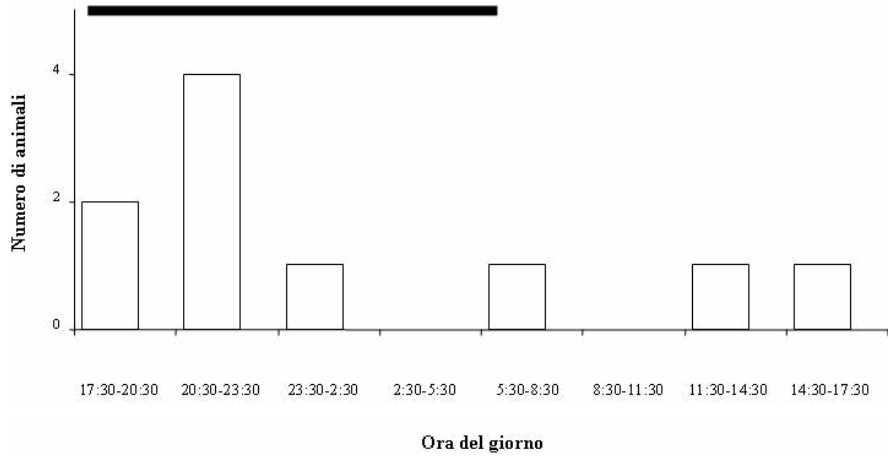


Fig. 2 - Distribuzione temporale dei picchi significativi nell'attivita di animali con ritmo circadinano e ultradiano a 12 ore.

Temporal distribution (3-h interval) of significant peaks in form estimates of circadian and 12-h ultradian animals.

Conclusioni

S. spallanzanii mostra una regolazione endogena del ritmo di attività di estroflessione e apertura della corona branchiale come dimostrato attraverso misurazioni con videocamere digitali in condizioni di assenza di luce. Il ritmo è circadiano con fase notturna nella maggioranza degli animali testati. L'estrapolazione di tale risultato al contesto ambientale suggerisce che *S. spallanzanii* incrementa durante la notte il tasso di protrusione e apertura della corona. Un ritmo notturno potrebbe essere giustificato dall'esigenza di abbassare i rischi di predazione (Williams, 1980; Last, 2003). La presenza di ritmi ultradiani suggerisce un'alte-

razione dell'espressione ritmica di *S. spallanzanii* dovuta a stress di cattura. Lo studio sulla progressiva eliminazione delle componenti ultradiane e il progressivo rafforzamento di quella circadiana, come adattamento alle condizioni di laboratorio, è importante ai fini della sopravvivenza individuale e, quindi, di un'eventuale attività di allevamento della specie. Tale ipotesi è attualmente oggetto di studio.

Bibliografia

AGUZZI J., CHIESA J., ABELLÓ P., DÍEZ-NOGUERA A. (2005) - Temporal modification in cardiac rhythmicity of *Nephrops norvegicus* (Crustacea: Decapoda) in relation to trawl capture stress. *Sci. Mar.,* **69** (3): 369-374.

COSTA C., LOY A., CATAUDELLA S., DAVIS D., SCARDI M. (2006) - Extracting fish size using dual underwater cameras. *Acquacult. Eng.* (accepted).

LAST K.S. (2003) - An actograph and its use in the study of foraging behaviour in the benthic polychaete, *Nereis virens* Sars. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **287** (2): 237-248.

WILLIAMS J.A. (1980) - The effect of dusk and down on the locomotor activity rhythm of *Talitrus saltator* (Montagu) (Crustacea: Amphipoda). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **42**: 285-297.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1098-1100

V. Matozzo, M. Monari*, L. Masiero, J. Foschi*, O. Cattani*, M.G. Marin

Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via U. Bassi, 58/B - 35131 Padova, Italia.
mgmar@civ.bio.unipd.it
*Dipartimento di Biochimica "G. Moruzzi", Università di Bologna,
Via Tolara di Sopra, 50 - 40064 Ozzano Emilia (BO), Italia.

RISPOSTE CELLULARI NELLA VONGOLA *CHAMELEA GALLINA* (LINNAEUS, 1758) DOPO ESPOSIZIONE AD ALTE TEMPERATURE

FUNCTIONAL RESPONSES OF HAEMOCYTES IN THE CLAM CHAMELEA GALLINA *(LINNAEUS, 1758) AFTER EXPOSURE TO HIGH TEMPERATURES*

Abstract

In the present study, the effects of high temperatures on immune responses in the clam Chamelea gallina *(Linnaeus, 1758) (Bivalvia: Veneridae) were evaluated. The results obtained revealed that exposure for 7 days to high temperatures (30 °C) may induce immunomodulation in* Chamelea gallina*, increasing susceptibility of clams to both pathogens and other possible environmental stress conditions.*

Key-words*: marine molluscs, immunity, temperature.*

Introduzione

Molti studi hanno dimostrato che la variazione dei principali parametri ambientali (salinità, temperatura, ossigeno), nonché la presenza di sostanze tossiche nell'ambiente, possono indurre marcate alterazioni delle risposte immunitarie di organismi marini costieri, sia vertebrati che invertebrati. Tra i parametri ambientali, la temperatura è forse il più importante nel modulare lo sviluppo di agenti patogeni capaci di causare fenomeni di mortalità in molte specie acquatiche, in seguito, probabilmente, a una forte immunodepressione degli animali. Questo aspetto risulta, tuttavia, poco indagato nei molluschi bivalvi. Per tale motivo, il presente studio è stato condotto con lo scopo di valutare i possibili effetti di alte temperature su importanti risposte funzionali degli emociti della vongola *Chamelea gallina*, una specie ampiamente diffusa lungo le coste dell'Adriatico e di rilevante interesse commerciale.

Materiali e metodi

Le vongole, raccolte al largo di Cesenatico, sono state dapprima acclimatate gradualmente in laboratorio per 5 giorni alle temperature sperimentali di 20, 25 e 30 °C, alle quali sono state poi mantenute per 7 giorni. Al termine dell'esposizione, l'emolinfa (3 pool, ciascuno ottenuto da 10 animali) è stata prelevata dal muscolo adduttore e subito usata per valutare il numero di emociti circolanti (THC) e per allestire colture cellulari a breve termine per la stima dell'attività fagocitica (indice di fagocitosi). Sia nel lisato di emociti che nell'emolinfa è stata inoltre determinata l'attività del lisozima, importante enzima batteriolitico. L'analisi statistica dei risultati è stata effettuata mediante il test ANOVA (fagocitosi e attività enzimatica) e il Test *U* di Mann-Whitney (THC).

Risultati

I risultati sono riportati in Fig. 1. L'esposizione a 30 °C ha causato un aumento altamente significativo del THC nelle vongole rispetto a quelle esposte a 20 °C

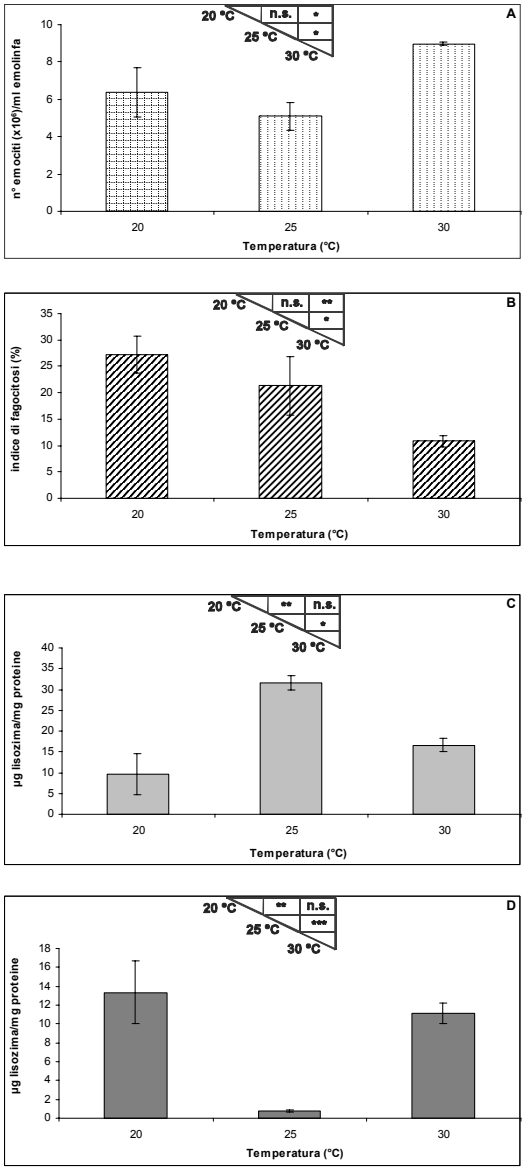


Fig. 1 - THC (A), indice di fagocitosi (B) e attività del lisozima nel lisato di emociti (C) e nell'emolinfa (D) in *C. gallina*. I valori sono riportati come media ± d.s.
* p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001; ns: non significativo.

THC values (A), phagocytic index (B) and lysozyme activity in haemocyte lysate (C) and in cell-free haemolymph (D) in C. gallina*. Values are means ± s.d.*
**p<0.05; ** p<0.01; *** p<0.001; ns: not significant.*

(p<0,05) e 25 °C (p<0,001) (Fig. 1A). Il notevole sviluppo di batteri evidenziato nelle colture di emociti delle vongole esposte a 30 °C ha probabilmente indotto gli animali a "richiamare" emociti dai tessuti periferici per fronteggiare eventuali infezioni, con conseguente incremento dei valori di THC. All'aumento del THC delle vongole esposte a 30 °C non ha, tuttavia, fatto seguito un incremento dell'indice di fagocitosi, che è risultato più alto nelle vongole esposte a 20 °C (p<0,01 *vs* 30 °C) (Fig. 1B). A 30 °C, infatti, gli emociti sono risultati incapaci di emettere pseudopodi e di fagocitare cellule di lievito. Probabilmente, in accordo con quanto proposto da Alvarez *et al.* (1989), temperature superiori a valori soglia possono rappresentare una condizione di forte stress per gli emociti, al punto da ridurne l'attività. Rispetto alle vongole esposte a 20 °C, quelle esposte a 25 °C hanno presentato una maggiore (p<0,01) attività del lisozima nel lisato cellulare (Fig. 1C) e una minore attività nell'emolinfa (p<0,01) (Fig. 1D). Verosimilmente, l'elevata attività fagocitica e i livelli di lisozima registrati negli animali mantenuti a 20 °C esprimono condizioni ottimali nei processi di risposta immunitaria, mentre la riduzione della fagocitosi, osservata già a partire da 25 °C, si associa ad alterazioni dell'attività enzimatica.

Conclusioni

Seppur preliminari, i risultati ottenuti in questo studio hanno evidenziato che le alte temperature (30 °C) possono indurre una forte immunodepressione in *C. gallina* e possono, pertanto, fornire utili indicazioni nella comprensione dei fenomeni di mortalità di vongole che periodicamente si registrano in Adriatico, soprattutto nel periodo estate-autunno. È noto infatti che i bivalvi sono maggiormente suscettibili all'attacco di microrganismi patogeni soprattutto nei periodi in cui si raggiungono alte temperature dell'acqua (Chu e La Peyre, 1993).

Bibliografia

ALVAREZ M.R., FRIEDL F.E., JOHNSON J., HINSCH G.W. (1989) - Factors affecting *in vitro* phagocytosis by oyster hemocytes. *J. Invertebr. Pathol.*, **54**: 233-241.

CHU F.-L.E., LA PEYRE J.F. (1993) - *Perkinsus marinus* susceptibility and defense-related activities in eastern oysters *Crassostrea virginica*: temperature effects. *Dis. Aquat. Org.*, **16**: 223-234.

La ricerca è stata finanziata dal MiPAF (contr. n° 6C66).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1101-1103

M. Monari, V. Matozzo*, G.P. Serrazanetti, J. Foschi, M.G. Marin*,
L. Masiero*, G. Vitali, O. Cattani

Dipartimento di Biochimica "G. Moruzzi", Università di Bologna,
Via Tolara di Sopra, 50 - 40064 Ozzano Emilia (BO), Italia.
mmonari@vet.unibo.it
*Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Padova, Via Ugo Bassi, 58/B - 35131 Padova, Italia.

INFLUENZA DELLA TEMPERATURA SU ESPRESSIONE ED ATTIVITÀ DELLA SUPEROSSIDO DISMUTASI IN EMOCITI DI *CHAMELEA GALLINA* (LINNAEUS, 1758)

TEMPERATURE INFLUENCE ON EXPRESSION AND ACTIVITY OF SUPEROXIDE DISMUTASE IN CHAMELEA GALLINA*'S (LINNAEUS, 1758) HAEMOCYTES*

Abstract

SOD activity and expression were evaluated in haemocytes of Chamelea gallina *(Linnaeus, 1758) (Mollusca, Bivalvia) exposed for 7 days to three different temperatures. Activity of total SOD, MnSOD and CuZnSOD were significantly lower in specimens kept at 30 °C. Similarly, immunological analysis revealed a minor expression after exposure at 30 °C for MnSOD, CuZnSOD and ECSOD. High mortalities recorded at 30 °C are probably related to a lower phagocytosis activity and to a lower production of ROS, a useful defence against foreign elements.*

Key-words*: haemocytes,* Chamelea gallina*, temperature exposure, superoxide dismutase.*

Introduzione

I molluschi sono dotati di un sistema immunitario innato costituito sia da fattori cellulari che umorali (Galloway e Depledge, 2001). Un ruolo centrale in tale sistema di difesa è sostenuto dagli emociti che svolgono un processo efficiente di rimozione di elementi "non self" attraverso la fagocitosi. Durante questo processo vengono attivati altri importanti meccanismi di difesa quali il rilascio del lisozima e altri enzimi e la produzione di specie reattive dell'ossigeno (ROS). In seguito alla stimolazione degli emociti si osserva un aumento del consumo di ossigeno (burst respiratorio) per un incremento dell'attività del complesso di membrana NADPH ossidasi, che attraverso la riduzione monovalente dell'ossigeno molecolare, produce una varietà di ROS citotossici. Questi uccidono l'agente estraneo provocando estesi danni ossidativi a membrane, DNA e proteine. Poichè l'eccesso di ROS risulta dannoso anche per le strutture dell'ospite, l'organismo ha sviluppato dei sistemi antiossidanti (enzimatici e non) per proteggere le cellule dai danni dello stress ossidativo (Halliwell e Gutteridge, 1999). Fra questi l'enzima superossido dismutasi (SOD), che catalizza la dismutazione del superossido, rappresenta la prima e più importante linea di difesa. Molti studi hanno evidenziato un potenziale rischio immunologico da parte di agenti stressanti naturali (ipossia, temperatura, salinità) od antropogenici (contaminanti) che possono alterare le difese immunitarie degli animali stressati (Galloway e Depledge, 2001). Con il presente studio ci proponiamo di valutare gli effetti della temperatura sull'attività (misura indiretta della produzione di superossido) e sull'espressione della SOD (e isoforme) negli emociti del bivalve *Chamelea gallina*.

Materiali e metodi

Esemplari di *Chamelea gallina* prelevati al largo delle coste di Cesenatico sono stati esposti, dopo alcuni giorni di acclimatazione, per 7 giorni a tre diverse temperature: 20, 25, 30 °C, in vasche contenenti acqua di mare filtrata. Al termine dell'esposizione l'emolinfa è stata prelevata dal muscolo adduttore anteriore, e successivamente centrifugata per ottenere gli emociti. Dopo risospensione in acqua distillata e sonicazione, il lisato di emociti è stato utilizzato per la misura dell'attività e dell'espressione (western blotting) delle isoforme della SOD. La quantificazione delle bande immunoreattive è stata effettuata tramite l'utilizzo del software Quantity One (Biorad) esprimendo i risultati in unità arbitrarie.

Risultati e conclusioni

Dalle analisi spettrofotometriche risulta negli emociti degli animali esposti a 30 °C un'attività della SOD totale del 56% più bassa rispetto a quella degli animali tenuti a 20 e 25 °C (da 71,39 a 32,14 U/mg di prot.), mentre non ci sono variazioni significative tra i gruppi esposti a 20 e 25 °C (Fig. 1). Relativamente alle isoforme anche le attività della MnSOD (da 49,18 a 20,47 U/mg prot.) e della CuZnSOD (da 22,21 a 11,67 U/mg prot.) mostrano valori più bassi a 30 °C (Fig. 1), con le attività a 20 e 25 °C non significativamente diverse fra di loro per entrambi gli enzimi (Fig. 1). In seguito ad indagini immunologiche, la MnSOD mostra una banda immunoreattiva (26 kDa) significativamente meno espressa a 30 °C rispetto alle altre condizioni. Per quanto riguarda invece la CuZnSOD, si riscontrano due bande: la prima di 16 kDa corrisponde alla forma citosolica, mentre la seconda (32 kDa) corrisponde alla forma extracellulare (ECSOD); entrambe le isoforme risultano meno espresse a 30 °C rispetto all'esposizione 20 °C.

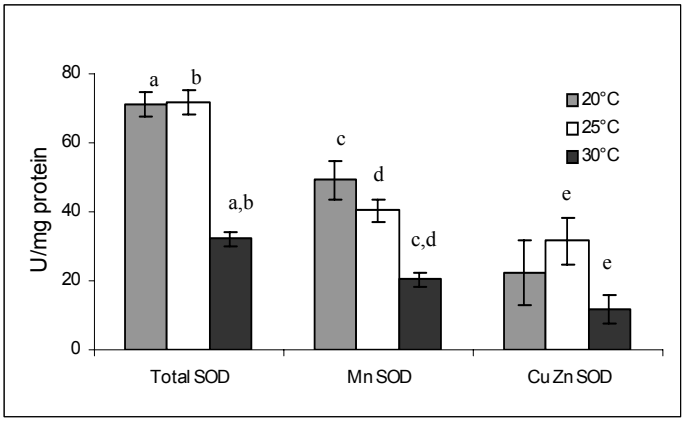


Fig. 1 - Attività della SOD totale, MnSOD e CuZnSOD in emociti di *Chamelea gallina* esposta per una settimana a tre diverse temperature (n=3-5 ± S.E.M.; a-e=p<0,01).
Total SOD, MnSOD e CuZnSOD activities in haemocytes of Chamelea gallina *after a week exposure to three different temperatures (n=3-5 ± S.E.M.; a-e=p<0.01).*

Sull'interazione tra temperatura ed attività degli enzimi antiossidanti negli emociti alcuni autori hanno osservato in branchie di *Mya arenaria* un aumento

della attività della SOD *in vivo* passando da 18 a 25 °C, ed un calo *in vitro* a 25 e 30 °C (Abele *et al*., 2002), in parziale accordo con la diminuzione di attività della SOD rilevata in questo studio alla temperatura di 30 °C. Considerando l'attività della SOD una misura indiretta della produzione di anione superossido, la diminuzione dell'attività potrebbe significare una minore produzione di ROS. Le nostre osservazioni concordano con i risultati ottenuti in indagini parallele su parametri immunologici valutati sugli stessi animali. Nonostante che a 30 °C sia stato osservato un significativo aumento di emociti circolanti (Fig. 2), questi hanno mostrato dimensioni ridotte e scarsa efficienza di fagocitosi. Pertanto il calo dell'attività fagocitica si è tradotto in una generazione ridotta di ROS ed in un'ulteriore diminuzione della capacità difensiva di *C. gallina.* Pertanto l'alta mortalità registrata a 30 °C potrebbe essere imputata ad una diminuzione delle difese immunitarie.

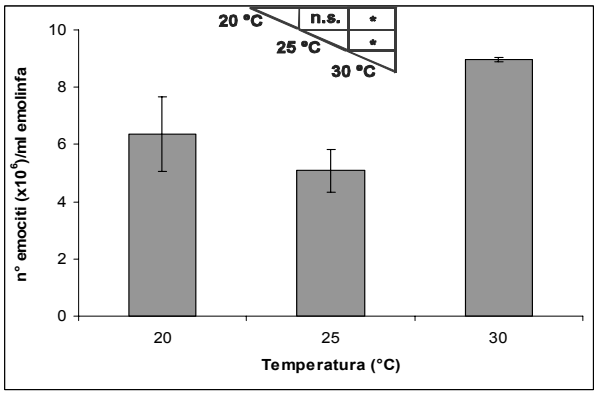


Fig. 2 - Effetti della temperatura (20, 25, 30 °C) sul numero totale (THC) di emociti in *C. gallina*.
*: differenze significative (*p<0,05), i valori sono espressi come media ± D.S. (n=3).
Temperature effects (20, 25, 30 °C) on total haemocyte number (THC) in C. gallina.
**: significant differences (*p<0.05), values are reported as mean ± S.D. (n= 3).*

Bibliografia

ABELE D., HEISE K., PORTNER H.O., PUNTARULO S. (2002) - Temperature-dependence of mitochondrial function and production of reactive oxygen species in the intertidal mud clam *Mya arenaria. J. Exp. Biol.,* **205**: 1831-1841.

GALLOWAY T.S., DEPLEDGE M.H. (2001) - Immunotoxicity in invertebrates: measurement and ecotoxicological relevance. *Ecotox*., **10**: 5-23.

HALLIWELL B., GUTTERIDGE J.M.C. (1999) - *Antioxidant defences*. In: Free Radicals in Biology and Medicine. Oxford University Press Inc. Ed., N.Y.: 105-245.

La ricerca è stata finanziata dal MIPAF (contr. N° 6C66).

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1104-1108

G. Massamba N'Siala, D. Prevedelli, R. Simonini

Dipartimento di Biologia Animale, Univ. di Modena e Reggio Emilia, Via Campi, 213d - 41100 Modena, Italia.
massambansiala.gloria@unimore.it

SESSUALITÀ E FITNESS NEL GENERE *OPHRYOTROCHA* (POLYCHAETA): CONFRONTO TRA SPECIE GONOCORICHE ED ERMAFRODITE

GONOCHORISM VERSUS HERMAPHRODITISM: RELATIONSHIP BETWEEN SEXUALITY AND FITNESS IN THE GENUS OPHRYOTROCHA *(POLYCHAETA)*

Abstract

In this study the relationship between life history, sexuality and fitness of three species of Ophryotrocha *(Polychaeta, Dorvilleidae) with three different sexual strategies (gonochorism, simultaneous hermaphroditism and protandrous hermaphroditism) has been analyzed. Survivorship and fecundity data were collected weekly and used to define the relative contribution of these two ecological parameters to differences in the population growth rate. Results indicate that gonochorism is the most advantageous condition for fitness and demographic growth.*

Key-words: *marine invertebrates, sexual behaviour, life history, population characteristics.*

Introduzione

I policheti sono uno dei gruppi maggiormente rappresentati nelle comunità bentoniche marine e sono caratterizzati da una estrema varietà di *life history* e di strategie riproduttive. Questa diversità è dovuta molto probabilmente alla relativa semplicità delle strutture riproduttive e alla grande plasticità ed adattabilità ad ambienti con caratteristiche molto diverse.

Nei policheti marini appartenenti al genere *Ophryotrocha*, in particolare, sono presenti tre delle principali forme di sessualità presenti nei metazoi: delle 40 specie di cui si conosce il tipo di sessualità, 8 sono ermafrodite simultanee, una è ermafrodita proterandrica (*O. puerilis*), mentre tutte le altre sono gonocoriche. In natura il gonocorismo rappresenta la strategia sessuale più diffusa e le analisi effettuate in campo indicano che le specie gonocoriche hanno densità maggiori rispetto a quelle ermafrodite (Prevedelli *et al*., 2005).

Il presente studio si propone di analizzare le relazioni esistenti tra i principali tratti delle *life history* e le caratteristiche demografiche di tre specie di *Ophryotrocha* caratterizzate da tre diversi tipi di sessualità, al fine di valutare quale sia la strategia sessuale che permette di ottenere la maggior *fitness*. L'uso di specie congeneriche che colonizzano *habitat* simili permette di minimizzare le influenze dovute alle differenze filogenetiche e all'adattamento alle caratteristiche locali dell'ambiente.

Materiali e metodi

Lo studio è stato effettuato su ceppi di laboratorio di tre specie: *O. labronica*, specie gonocorica (originaria del porto di Genova); *O. diadema*, specie ermafro-

dita simultanea (originaria del porto di San Francisco) e *O. puerilis*, specie ermafrodita proterandrica (originaria del porto di Genova). Queste specie sono caratterizzate da strategia iteropara semi-continua e da sviluppo diretto, depongono le uova in manicotti gelatinosi, possiedono tempi brevi di generazione e sono facilmente allevabili in laboratorio. L'esperimento è stato condotto a temperatura, fotoperiodo e salinità costanti (24 °C, 12 ore di luce: 12 ore di buio, 30-32 psu) e dieta consistente in spinaci surgelati forniti in quantità non limitanti. Per poter disporre di un elevato numero di individui della stessa età, per ogni specie sono state isolate masse di uova che sono state successivamente seguite fino alla schiusa dei giovani. Quando gli individui di questa prima generazione hanno raggiunto la maturità sessuale, sono state allestite numerose coppie (Tab. 1). Per ogni coppia sono state considerate la fecondità, la sopravvivenza e l'accrescimento. L'esperimento è proseguito fino alla morte naturale di tutte le femmine per *O. labronica* e *O. puerilis*, e di almeno un individuo per *O. diadema*.

Tab. 1 - Principali caratteristiche della *life history* di *Ophryotrocha labronica*, *O. diadema* e *O. puerilis* (media±2E.S.).
Main life history traits of Ophryotrocha labronica, O. diadema *and* O. puerilis *(mean±2E.S.).*

	O. labronica (n=19)	*O. diadema* (n=39)	*O. puerilis* (n=31)
Età alla maturità (giorni)	31,3 ± 1,3	31,4 ± 2,0	49,5 ± 2,5
Durata della vita (giorni)	97 ± 10	175 ± 12	135 ± 12
Dimensioni max degli adulti (s.s.)	19,0 ± 0,3	24,4 ± 0,7	33,0 ± 0,7
Deposizioni (n° di masse ovigere)	5,6 ± 0,8	37,0± 5,2	8,6± 1,1
Intervallo tra 2 deposizioni (giorni)	12,9 ± 0,8	7,9 ± 0,9	7,8± 1,4
Numero di uova per massa ovigera	158 ± 15	24± 2	305± 31
Dimensioni delle uova (µm)	124 ± 2	153 ± 2	118± 2
Fecondità (uova/femmina)	873 ± 109	772 ± 112	2572 ± 361
IR (mm^3uova/f)	0,9 ± 0,1	1,5 ± 0,2	2,2 ± 0,4

Per ognuna delle tre specie sono state calcolate le principali caratteristiche della *life history*: l'età alla maturità, la durata della vita, le dimensioni massime degli adulti (valutate mediante il conteggio dei setigeri), le dimensioni delle uova (ottenute calcolando la media tra l'asse maggiore e l'asse minore delle uova stesse) e l'investimento riproduttivo. La fecondità di ogni coppia è stata determinata considerando il numero di uova prodotte per ogni deposizione, il numero delle deposizioni, il numero totale delle uova prodotte nel corso della vita dell'individuo e l'intervallo di tempo intercorso tra una deposizione e quella successiva. Per evidenziare le differenze tra le tre specie riguardo a I) età alla maturità, II) durata della vita, III) fecondità individuale totale, IV) dimensioni massime, V) dimensioni delle uova, VI) numero di uova prodotte ad ogni deposizione, VII) numero di deposizioni, VIII) intervallo tra due deposizioni successive, è stata utilizzata l'analisi della varianza (ANOVA).

I dati relativi alla sopravvivenza e alla fecondità individuale settimanale sono stati utilizzati per la costruzione delle *life table* delle tre specie, che sono state impiegate per costruire un modello di popolazione classificata per età con periodo di proiezione di una settimana. Da questo modello si è ottenuto il tasso di cre-

scita della popolazione (*lambda*), il parametro maggiormente utilizzato per esprimere la *fitness*. Il calcolo dell'elasticità di "*lambda*" e l'analisi della scomposizione hanno permesso di stimare il contributo delle differenze nella sopravvivenza e nella fecondità specifiche nel determinare le differenze nel tasso di crescita della popolazione tra le tre specie considerate. Infine, sono stati calcolati l'aspettativa di vita (e^0), il tasso netto di riproduzione (R_0) e il tempo di generazione (T) delle tre specie. L'analisi statistica dei dati demografici è stata effettuata usando tecniche di ricampionamento. Il metodo percentile è stato utilizzato per ottenere intervalli fiduciari al 95% di tutti i parametri analizzati, impiegando 2000 stime ottenute per bootstrap (Caswell, 2000).

Risultati

L'analisi delle caratteristiche delle *life history* (Tab. 1) ha evidenziato differenze significative riconducibili, almeno in parte, al diverso tipo di sessualità. *O. labronica* è la specie più piccola (in media 19 setti setigeri) e meno longeva (97 giorni di vita), *O. diadema* è la più longeva (175 giorni di vita) e *O. puerilis* raggiunge le dimensioni maggiori (33 setti setigeri). L'età alla maturità è abbastanza simile nella specie gonocorica e in quella ermafrodita simultanea (31 giorni), mentre risulta decisamente posticipata nella specie proterandrica (50 giorni circa), che attraversa una vera e propria fase maschile prima di iniziare l'ovogenesi. *O. puerilis* depone un grande numero di uova per covata (305 uova per massa ovigera), probabil-

Tab. 2 - Parametri demografici calcolati per *Ophryotrocha labronica*, *O. diadema* e *O. puerilis* (media e intervalli fiduciari al 95%).
Demographic parameters estimated for Ophryotrocha labronica, O. diadema *and* O. puerilis *(mean and 95% confidence intervals).*

	O. labronica	*O. diadema*	*O. puerilis*
Tasso di crescita della popolazione	2,91 (2,67 - 3,14)	2,30 (2,20 - 2,39)	2,29 (2,15 - 2,42)
Tasso netto di accrescimento R_0 (uova individuo)	441,1 (319,8 – 549,5)	412,7 (341,1 - 482,6)	807,4 (534,2 - 1121,6)
Tempo di generazione T (sett.)	8,5 (7,9 - 9,2)	11,7 (10,9 - 12,6)	10,4 (10,0 - 10,7)
Aspettativa di vita e^0 (sett.)	10,9 (8,4 - 13,3)	22,9 (20,2 - 25,6)	6,8 (5,2 - 8,8)

mente grazie alle maggiori dimensioni del corpo in fase femminile, e risulta essere la specie più feconda (2572 uova per femmina); *O. labronica* riduce sia il numero di covate sia il numero di uova per deposizione; *O. diadema*, invece, depone poche uova (24 per massa ovigera) relativamente grosse in un grande numero di eventi riproduttivi molto ravvicinati tra loro e risulta essere la specie meno feconda (772 uova per femmina). Nelle specie ermafrodite l'allocazione energetica per la produzione di uova è molto maggiore rispetto alla specie gonocorica.

L'analisi degli andamenti della sopravvivenza e della fecondità evidenzia l'esistenza di un *trade-off*: *O. diadema* è la specie caratterizzata dal più alto tasso

di sopravvivenza, ma è la meno feconda; viceversa *O. puerilis*, che ha la minore sopravvivenza, è la più feconda. Anche il *trade-off* tra fecondità e dimensioni delle uova è evidente: la specie più feconda depone uova di dimensioni minori, mentre quella meno feconda produce uova di dimensioni maggiori.

L'analisi demografica ha evidenziato l'esistenza di notevoli differenze tra le tre specie nell'aspettativa di vita, nel tempo di generazione, nel tasso netto di accrescimento e nel tasso di crescita della popolazione (Tab. 2).

L'aspettativa di vita alla nascita più lunga è stata calcolata per *O. diadema* (23 settimane), mentre i valori ottenuti per *O. puerilis* sono i più bassi (7 settimane), soprattutto a causa della bassa sopravvivenza embrionale. Anche il tempo di generazione mostra differenze significative correlabili con l'età alla maturità e con quella di massima fecondità: il valore minore è stato calcolato per *O. labronica* (circa 8 settimane), quello maggiore per *O. puerilis* (circa 12 settimane). La specie gonocorica, tuttavia, possiede il valore più elevato del tasso di crescita della popolazione (2,91). Questo risultato dipende sia dalla precocità con cui *O. labronica* raggiunge la maturità sessuale, sia dalla maggiore sopravvivenza giovanile e dalla maggiore fecondità nelle prime classi di età. L'elevata fecondità di *O. puerilis* durante le successive classi di età e la maggiore sopravvivenza di *O. diadema* nelle prime settimane di vita, non compensano il vantaggio in termini di *fitness* posseduto da *O. labronica*. Le due specie ermafrodite, invece, hanno tassi di crescita della popolazione simili (*O. diadema*, 2.30; *O. puerilis*, 2,29): la riduzione dell'età alla maturità e la maggiore sopravvivenza nelle prime settimane di vita di *O. diadema*, compensano il vantaggio derivante a *O. puerilis* dalla maggiore fecondità.

Conclusioni

Il gonocorismo, quindi, risulta essere la strategia sessuale che permette il maggior successo riproduttivo ed è infatti la condizione più diffusa nel genere *Ophryotrocha*. Nelle specie gonocoriche il costo dovuto alla produzione dei maschi, che richiedono lo stesso investimento energetico ma non contribuiscono direttamente alle generazioni future, è ridotto spostando la sex ratio verso il sesso femminile (rapporto femmine/maschi: 2/1).

Il motivo che ha portato alcune specie di *Ophryotrocha* a mantenere l'ermafroditismo simultaneo è da ricercare nella bassa densità con cui queste specie sono presenti negli ambienti naturali. L'ermafroditismo, infatti, aumenta la probabilità di trovare un compagno (Westheide, 1984; Sella e Ramella, 1999) e riduce i tempi e le energie spesi per la ricerca del partner (Sella e Lorenzi, 2000). In *O. puerilis*, invece, l'ermafroditismo proterandrico potrebbe essersi evoluto principalmente per il maggiore successo riproduttivo dei maschi di piccola taglia rispetto a quelli di maggiori dimensioni (Berglund, 1990).

Puurtinen e Kaitala (2002) hanno elaborato un modello secondo il quale l'efficienza della ricerca del partner può determinare negli animali l'evoluzione di sessi separati o la stabilità dell'ermafroditismo. In particolare, nelle popolazioni con densità bassa o moderata, bassa efficienza e alti costi di ricerca del partner si stabilizza l'ermafroditismo e la tendenza, nell'allocazione dei sessi, verso la funzione delle femmine. Quando la ricerca del partner è efficiente, la selezione naturale favorisce l'evoluzione di maschi e femmine. Le nostre osservazioni sperimentali concordano con quanto previsto in questo modello teorico.

Bibliografia

BERGLUND A. (1990) - Sequential hermaphroditism and the size advantage hypothesis: an experimental test. *Anim. Behav.*, **39**: 426-433.

CASWELL H. (2000) - *Matrix population models. Construction, analysis and interpretation*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, 2nd edition: 722 pp.

PREVEDELLI D., MASSAMBA N'SIALA G., SIMONINI R. (2005) - The seasonal dynamics of six species of Dorvilleidae (Polychaeta) in the harbour of La Spezia (Italy). *Mar. Ecol.*, **26**: 286-293.

PUURTINEN M., KAITALA V. (2002) - Mate-Search Efficiency Can Determine the Evolution of Separate Sexes and the Stability of Hermaphroditism in Animals. *Am. Nat.*, **160**: 645-660.

SELLA G., RAMELLA L. (1999) - Sexual conflict and mating systems in the dorvilleid genus *Ophyotrocha* and the dinophilid genus *Dinophilus*. *Hydrobiologia*, **402**: 203-213.

SELLA G., LORENZI C. (2000) - Partner fidelity and egg reciprocation in the simultaneously hermaphroditic polychaete worm *Ophyotrocha diadema. Behav. Ecol.*, **3**: 260-264.

WESTHEIDE W. (1984) - The concept of reproduction in polychaetes with small body size: adaptation in interstitial species. *Forts. Zool.*, **29**: 265-287.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1109-1111

S. Salvadori, E. Coluccia, R. Cannas, A. Milia, A.M. Deiana

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
salvador@unica.it

STUDIO DEL CARIOTIPO DI *GYMNOTHORAX TILE* (OSTEICHTHYES, ANGUILLIFORMES)

STUDY OF THE KARYOTYPE OF GYMNOTHORAX TILE *(OSTEICHTHYES, ANGUILLIFORMES)*

Abstract

We describe for the first time the karyotype of Gymnothorax tile *(Anguilliformes, Muraenidae). The chromosome number is 2n=42 and the karyotype is made up of 8 metacentric, 9 submetacentric and 4 acrocentric chromosome pairs. The relative length and the centromeric index of each chromosome pair have been measured. The constitutive heterochromatin has been located by C-banding.*

Key-words*: cytogenetics, karyotypes, moray eel.*

Introduzione

La famiglia Muraenidae è costituita da specie prevalentemente marine che vivono nei mari tropicali e temperati, comprende 2 sottofamiglie (Uropteryginae e Muraeninae), 15 generi e circa 200 specie (Nelson, 1994), di cui circa 80 appartenenti al genere *Gymnothorax*.

All'interno dell'ordine Anguilliformes le relazioni filogenetiche basate sul DNA ribosomiale mitocondriale indicano la famiglia Muraenidae come la più primitiva (Inoue *et al*., 2001; Obermiller e Pfeiler, 2003). Da un punto di vista citogenetico sono state studiate meno del 5% delle specie di murene; in tutte sono stati riscontrati un numero diploide, 2n=42, e i contenuti di DNA/nucleo più alti dell'ordine (Salvadori *et al*., 1997). In questo lavoro viene descritto per la prima volta il cariotipo di *Gymnothorax tile* (Hamilton, 1822), una delle pochissime specie di murene d'acqua salmastra, presente negli estuari dei fiumi nell'Oceano Indiano e Pacifico, dall'India alle Hawaii. È commercializzata come specie da acquario e le poche notizie sulla biologia riguardano il suo mantenimento in cattività.

Materiali e metodi

Sono stati studiati sei esemplari di sesso femminile, non è stato quindi possibile effettuare un'analisi comparativa su esemplari maschi. Sono state analizzate 120 piastre metafasiche ottenute da colture di sangue secondo Salvadori *et al*. (2003) ed è stata applicata la tecnica di bandeggio C (Cau *et al*., 1988). Per l'analisi delle piastre metafasiche, la misurazione dell'indice centromerico, della lunghezza relativa e la cariotipizzazione è stato utilizzato il Software Cromowin System (TESI imaging).

Risultati

Gymnothorax tile presenta un numero cromosomico 2n=42 e un numero di bracci cromosomici NF (Numero Fondamentale)=76. Per lo studio del cariotipo

sono stati analizzati 20 cariogrammi e per ogni coppia cromosomica è stata misurata la lunghezza relativa, calcolata come percentuale della lunghezza di ogni cromosoma rispetto alla lunghezza del genoma aploide totale e l'indice centromerico (i.c.), calcolato come percentuale del rapporto tra la lunghezza del braccio corto e la lunghezza totale del cromosoma. L'i.c. varia da 0 a 50 e i cromosomi sono stati classificati secondo Levan *et al.* (1964), i cromosomi acrocentrici da 18 a 21 hanno

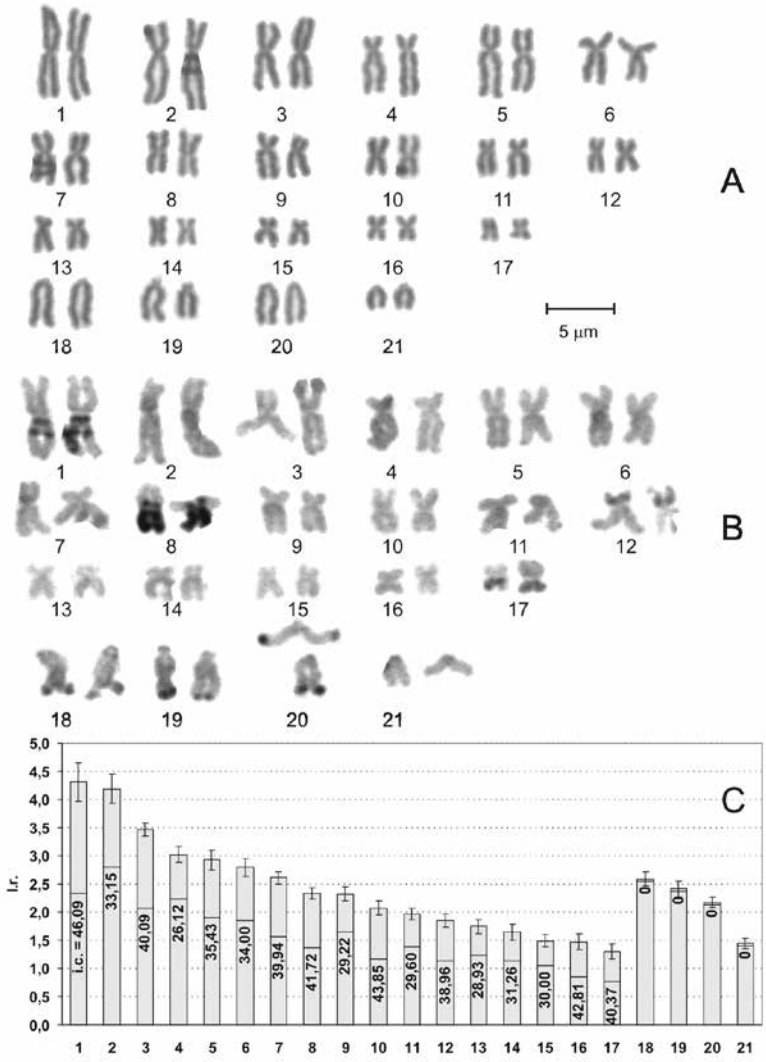


Fig. 1 - A) Cariotipo dopo colorazione di Wright. B) Cariotipo dopo bandeggio C. C) Idiogramma del genoma aploide; 1.r.=medie della lunghezza relativa, la barra indica la deviazione standard. Su ogni cromosoma è indicato l'indice centromerico (i.c.)

A) Karyotype after Wright's staining. B) Karyotype after C-banding. C) Haploid genome idiogram; 1.r.=mean values and standard deviations (bar) of relative lenght. Centromeric index (i.c.) is indicated in each chromosome.

bracci corti di dimensioni estremamente ridotte, il più delle volte non misurabili, per cui l'i.c. è stato considerato pari a 0. Il cariotipo è costituito da 8 coppie di cromosomi metacentrici (1, 3, 7, 8, 10, 12, 16, 17), 9 coppie di submetacentrici (2, 4, 5, 6, 9, 11, 13, 14, 15) e 4 coppie di acrocentrici (da 18 a 21) (Fig. 1A). I cromosomi sono stati ordinati nel cariotipo in due gruppi: uno costituito dai cromosomi meta- e submetacentrici, l'altro dai cromosomi acrocentrici; all'interno dei due gruppi i cromosomi sono stati disposti in ordine di lunghezza decrescente. In Fig. 1C è mostrato l'idiogramma, in cui è rappresentato l'assetto cromosomico aploide.

Mediante bandeggio C, in 50 piastre è stata studiata la distribuzione dell'eterocromatina costitutiva: la maggior parte dei centromeri sono debolmente marcati, le coppie 1, 8, 12 e 17 sono caratterizzate da peculiari patterns di bandeggio e le coppie di acrocentrici 18, 19 e 20 presentano bande telomeriche.

Conclusioni

G. tile presenta il numero diploide tipico della famiglia Muraenidae, ma il suo cariotipo è costituito dal numero di cromosomi bibracci più alto della famiglia, descritto soltanto in *Gymnothorax reevesi* (Shoubai *et al*., 1991). Confrontando il pattern di bandeggio C con quello delle altre specie di Muraenidae, *M. helena* (Cau *et al*., 1988) e *G. unicolor* (Deiana *et al*., 1990), in *G. tile* il cromosoma 1 ha morfologia e pattern di bande simile al cromosoma 2 delle altre specie, mentre sono assenti le ampie bande paracentromeriche che caratterizzano le coppie 3, 5 e 6 delle altre due specie; inoltre le tre grandi coppie di cromosomi acrocentrici presentano bande telomeriche simili a quelle presenti in *M. helena*.

Bibliografia

CAU A., SALVADORI S., DEIANA A.M., BELLA J.L., MEZZANOTTE R. (1988) - The characterization of *Muraena helena* mitotic chromosomes: Karyotype, C Banding, nucleolar organizer regions and in situ digestion with restriction endonucleases. *Cytogenet. Cell Genet*., **47**: 223-226.

DEIANA A.M., SALVADORI S., CAU A. (1990) - The characterization of mitotic chromosomes of *Gymnothorax unicolor* (Del.) by C-banding and NOR staining (Osteichthyes, Anguilliformes). *Genetica*, **81**: 17-20.

INOUE J.G., MIYA M., TSUKAMOTO K., NISHIDA M. (2001) - Complete mitochondrial DNA sequence of *Conger myriaster* (Teleostei: Anguilliformes): novel gene order for vertebrate mitochondrial genomes and the phylogenetic implications for Anguilliform families. *J. Mol. Evol*., **52**: 311-320.

LEVAN A., FREDGA K., SANDBERG A.A. (1964) - Nomenclature for centromeric position on chromosomes. *Hereditas*, **52**: 201-220.

NELSON J.S. (1994) - *Fishes of the world.* 3rd edition. John Wiley and Sons; New York: 104-114.

OBERMILLER L.E., PFEILER E. (2003) - Phylogenetic relationships of elopomorph fishes inferred from mitochondrial ribosomal DNA sequences. *Mol. Phylogenet. Evol*., **26**: 202-214.

SALVADORI S., DEIANA A. M., COLUCCIA E., CANNAS R., CAU A., MILIA A. (1997) - Heterochromatin distribution and structure in *Gymnothorax unicolor* (Anguilliformes, Muraenidae). *It. J. Zool*., **64**: 125-129.

SALVADORI S., COLUCCIA E., CANNAS R., CAU A., DEIANA A.M. (2003) - Replication banding in Mediterranean moray eels: chromosomal characterization and comparison. *Genetica*, **119** (3): 253-258.

SHOUBAI R., TIANGUO Z., WENHUI Z., JIEDONG C. (1991) - The karyotypes of *Gymnothorax reevesi*. *Tropic Oceanol*., **10**: 98-101.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1112-1115

F. Savorelli, S. Sei[1], G. Gorbi[1], M. Invidia[1], D. Palazzi[2],
F. Gelli[2], P.L. Trentini[2], E. Magaletti[3]

Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare (I.C.R.A.M.),
c/o A.R.P.A. E.R. Ferrara, C.so Giovecca, 169 - 44100 Ferrara, Italia.
LaboratorioIttiologico@arpa.emr.it
[1]Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma,
Parco Area delle Scienze, 11/A - 43100 Parma, Italia.
[2]Laboratorio Ittiologico, A.R.P.A. E.R., Sez. Prov.le di Ferrara, Italia.
[3]Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare (I.C.R.A.M.), Roma, Italia.

VALUTAZIONE DELLA TOSSICITÀ DI PRODOTTI DISPERDENTI: APPLICAZIONE DELLA METOLODOLOGIA DI SAGGIO SUGLI STADI UOVO/NAUPLIO DEL COPEPODE *ACARTIA TONSA* DANA, 1848

EVALUATION OF OIL DISPERSANT TOXICITY: APPLICATION OF THE BIOASSAY ON THE EGG/NAUPLIUS STAGES OF THE COPEPOD ACARTIA TONSA *DANA, 1848*

Abstract

Eggs of Acartia tonsa *(Dana, 1848) (Copepoda: Calanoida) were exposed to the reference toxicant sodium dodecylsulfate and to a representative oil dispersant in 24–48 h short-term static tests and 7-day chronic semi-static bioassays. Nauplius mortality was the endpoint. The average LC50 of sodium dodecylsulfate was 9.66±0.25 mg/l (CV% = 2.6) in 24-h tests and 9.16±0.30 mg/l (CV% = 3.3) in 48-h tests. NOEC (1.41 mg/l) and LOEC (2.82 mg/l) values were identical in all trials carried out. The average LC50 of the oil dispersant was 9.37±1.99 mg/l (CV% = 21) in 24-h tests and 6.93±1.72 mg/l (CV% = 25) in 48-h tests. NOEC (0.631 mg/l) and LOEC (1.26 mg/l) values were identical in all trials carried out.*

Key-words*: bioassays, oil dispersants,* Acartia tonsa*, eggs.*

Introduzione

Il D.D. del 23 dicembre 2002 "Definizione delle procedure per il riconoscimento di idoneità dei prodotti disperdenti ed assorbenti da impiegare in mare per la bonifica dalla contaminazione da idrocarburi petroliferi" stabilisce che i test finalizzati alla definizione della tossicità di queste sostanze "devono essere effettuati su tre specie di organismi marini (alghe, crostacei, pesci)" per avere informazioni dei possibili effetti su diversi livelli trofici. Per quanto riguarda i crostacei, il D.D. indica le metodologie di saggio descritte da Viganò (1996, 1998) che prevedono l'utilizzo di *Mysidopsis bahia* (Crustacea, Mysidacea), specie assente nelle acque italiane. L'applicazione di questa metodologia pone problemi relativi al reperimento degli organismi e al rischio di una possibile involontaria introduzione di una specie non indigena: è quindi emersa la necessità di individuare eventuali specie alternative. Nell'ambito del Programma di Ricerca ICRAM "Attività finalizzate alla realizzazione di una sperimentazione di test tossicologici su organismi marini per l'applicabilità del D.D. 23/12/2002", finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, è stata applicata una metodologia di saggio sugli stadi uovo/nauplio del copepode calanoide *Acartia tonsa* (Dana, 1848) (Gorbi *et al.*, 2006).

Replicabilità e ripetibilità di test acuti (24 e 48 h) e cronici (7 giorni) sono state valutate utilizzando sodio dodecil solfato (SDS) come tossico di riferimento e un prodotto disperdente che rappresenti la classe di tensioattivi di interesse.

Materiali e metodi

Acartia tonsa è stata allevata in laboratorio utilizzando la metodica indicata da Invidia *et al.* (2004). Per ottenere le uova da utilizzare sia per i test acuti che per i test cronici, 15-16 ore prima dell'inizio dei test circa 40 organismi adulti (maschi e femmine) sono stati prelevati dall'allevamento e distribuiti in cristallizzatori contenenti 200 ml di acqua marina naturale. Le uova deposte da questi individui sono state prelevate e distribuite in modo casuale in capsule Petri contenenti acqua marina artificiale (controllo) o aliquote delle soluzioni delle sostanze da saggiare alle concentrazioni di trattamento. Per ogni test sono state preparate soluzioni madre in acqua bidistillata dalle quali, per diluizione in acqua marina artificiale maturata con filtro chimico-biologico, sono state ottenute le soluzioni per i trattamenti. Per i test acuti le concentrazioni di SDS e di prodotto disperdente da saggiare sono state stabilite sulla base dei risultati di test preliminari in cui sono state valutate sia la schiusa che la mortalità dei naupli. Per i test cronici le concentrazioni da saggiare sono state stabilite in base ai risultati ottenuti nei test acuti.

Test acuti

Le uova sono state trasferite dalle capsule Petri a piastre multipozzetto da 24 pozzetti (1 uovo per pozzetto e 10 uova per ogni piastra) contenenti acqua marina artificiale o le soluzioni del tossico (2,5 ml per pozzetto). Le piastre sono state quindi trasferite in cella climatizzata (temperatura di 20±1 °C, fotoperiodo 16 h luce:8 h buio). Per ogni trattamento e per il controllo sono state effettuate 2-3 repliche (2-3 piastre = 20-30 uova per trattamento per ciascun test). Per ogni sostanza sono state effettuate 3 prove. Come endpoint è stata utilizzata la morte dei naupli a 24 e 48 h, rilevata come totale mancanza di movimento all'osservazione per circa 30 secondi. I valori delle LC50 sono stati calcolati mediante analisi dei Probit.

Test cronici

Le uova sono state trasferite dalle capsule Petri in cristallizzatori (∅ 60 mm) contenenti acqua marina artificiale (controllo) o le soluzioni del tossico (3-4 uova per cristallizzatore, densità: 1 ind/10 ml) posti in cella climatizzata. Dopo 24 h dall'inizio del test è stata verificata la schiusa e la vitalità dei naupli. Il rinnovo del mezzo e dell'alimento (una miscela algale composta da 5×10^4 cell/ml di *Isochrysis galbana* e 1×10^4 cell/ml di *Tetraselmis suecica*) e la verifica della sopravvivenza dei naupli sono stati effettuati a giorni alterni. Sia per l'allestimento del test che per il rinnovo del mezzo, le soluzioni madre e le soluzioni per i trattamenti sono state preparate lo stesso giorno dell'utilizzo. Il test ha avuto una durata complessiva di 7 giorni. Per ogni trattamento e per il controllo sono state effettuate 3 repliche (10-12 uova per replica = 30-36 uova per trattamento per ciascun test). Per ciascuna sostanza sono stati effettuati 2 test. NOEC e LOEC sono state definite mediante ANOVA e test di Dunnet (previa trasformazione in arcsin dei dati di mortalità e verifica della omogeneità delle varianze) e mediante il test di Kolmogorov-Smirnov.

Risultati

I test sono stati considerati accettabili soltanto quando nel controllo la percentuale di schiusa delle uova era ≥90% e la mortalità dei naupli non superava il 10%. I risultati ottenuti nei test preliminari indicano che la schiusa è completamente inibita a 100 mg SDS/l ed è simile al controllo a 10 mg/l. La mortalità dei naupli a 1 mg/l non ha superato il 10% anche dopo 48 ore di esposizione ed ha raggiunto circa il 70% a 10 mg/l. Per il prodotto disperdente i risultati dei test preliminari indicano che la schiusa è inibita a 1000 mg/l ed è simile al controllo a 100 mg/l. La mortalità dei naupli a 1 mg/l non ha mai superato il 10% ed ha raggiunto quasi il 100% a 10 mg/l.

Il range di concentrazioni in cui la risposta degli organismi in termini di inibizione della schiusa aumenta dallo 0 al 100% è di almeno un ordine di grandezza maggiore rispetto alla mortalità dei naupli. L'endpoint "percentuale di schiusa" quindi risulta meno sensibile rispetto all'endpoint "mortalità dei naupli", come osservato da Gorbi *et al.* (2005) e in accordo con quanto riportato da Lindley *et al.* (1999). Nei test definitivi sono state saggiate concentrazioni nell'intervallo individuato in base all'endpoint "mortalità dei naupli".

Per l'SDS la media delle LC50 è risultata 9,66 mg/l (d.s. 0,25) a 24 h e 9,16 mg/l (d.s. 0,30) a 48 h, con coefficienti di variazione (CV%) di 2,6 e 3,3, rispettivamente. I valori di NOEC (1,41 mg/l) e di LOEC (2,82 mg/l) sono risultati identici per tutti i test effettuati. Per il prodotto disperdente la media delle LC50 è risultata 9,37 mg/l (d.s. 1,99) a 24 h e 6,93 mg/l (d.s. 1,72) a 48 h, con CV% di 21 e 25, rispettivamente. Anche in questo caso i valori di NOEC (0,631 mg/l) e di LOEC (1,26 mg/l) sono risultati identici per tutti i test effettuati. La ripetibilità del test con SDS è risultata molto buona, come evidenziato dai coefficienti di variazione delle LC50 a 24 e 48 ore. Questi valori, infatti, risultano ampiamente al di sotto del 20%, limite entro il quale la ripetibilità del test può essere ritenuta molto buona (Centeno *et al.*, 1993). Per il prodotto disperdente è stata osservata una maggiore variabilità, che potrebbe essere tuttavia dovuta almeno in parte alla formulazione del prodotto stesso.

Conclusioni

La possibilità di ottenere in breve termine (circa 15 ore) il materiale biologico necessario per la realizzazione dei test, la sensibilità e la ripetibilità osservate indicano che questa metodologia è applicabile alla definizione della tossicità acuta e cronica dei prodotti disperdenti e assorbenti da impiegare in mare per la bonifica dalla contaminazione da idrocarburi petroliferi in applicazione del D.D. del 23/12/02. Dati gli orientamenti in ambito europeo (Whale *et al.*, 1993; ISO 1999; Sverdrup *et al.,* 2002), *A. tonsa* può rappresentare un buon candidato come organismo test in sostituzione di *M. bahia* nell'ambito della legislazione italiana, ferma restando la necessità di pervenire ad una validazione della metodica tramite opportuni esercizi di intercalibrazione tra laboratori.

Bibliografia

CENTENO M.D., BRENDOC L., PERSOONE G. (1993) - Cyst-based Toxicity Tests. III Development and Standardization of an Acute Toxicity Test with the Freshwater Anostracan Crustacean *Streptocephalus Proboscideus*. In: Soares A.M.V.M., Calow P. (eds), *Progress in Standardization of Aquatic Toxicity Tests*. Lewis Publishrs, SETAC Special Publications Series: 37-55.

GORBI G., SEI S., INVIDIA M., BETTONI F. (2006) - Utilizzo degli stadi uovo/nauplio in test tossicologici con *Acartia tonsa* Dana, 1848: proposta di una nuova metodologia di saggio. *Biol. Mar. Medit*., **13** (1): 1081-1084.

INVIDIA M., SEI S., GORBI G. (2004) - Survival of the copepod *Acartia tonsa* following egg exposure to near anoxia and to sulfide at different pH values. *Mar. Ecol. Prog. Ser,* **276**: 187-196.

INTERNATIONAL STANDARD (1999) - Water quality-Determination of acute lethal toxicity to marine copepods (Copepoda, Crustacea). ISO 14669.

LINDLEY J.A., DONKIN P., EVANS S.V., GEORGE C.L., UIL K.F. (1999) - Effects of two organochlorine compounds on hatching and viability of calanoid copepod eggs. *J. Exp. Mar. Ecol. Biol.,* **242**: 59-74.

SVERDRUP L.E., FÜRST C.S., WEIDEBORG M., VIK E.A., STENERSEN J. (2002) - Relative sensitivity of one freshwater and two marine acute toxicity tests as determined by testing 30 offshore E & P chemicals. *Chemosphere*, **46**: 311-318.

VIGANÒ L. (1996) – Metodo per la valutazione della tossicità acuta con *Mysidopsis bahia. Notiziario dei Metodi Analitici IRSA- CNR,* ISSN:0392-1425.

VIGANÒ L. (1998) – Metodo per test di tossicità cronica (7 giorni) con *Mysidopsis bahia. Notiziario dei Metodi Analitici IRSA- CNR,* ISSN:1125-2464.

WHALE G.F., FAIRHUST F.M., GIRLING A.E. (1993) - Aquatic Toxicity for Selecting Chemicals for use Offshore. In: Soares A.M.V.M., Calow P. (eds), *Progress in Standardization of Aquatic Toxicity Tests.* Lewis Publishrs, SETAC Special Publications Series: 99-117.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1116-1120

M.A. Todaro, F. Leasi

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Modena e Reggio Emilia,
Via Campi, 213/D - 41100 Modena, Italia.
todaro.antonio@unimore.it

NUOVI DATI SULLA GASTROTRICOFAUNA MARINA ITALIANA

FURTHER DATA ON THE ITALIAN MARINE GASTROTRICH FAUNA

Abstract

This study reports on the gastrotrich fauna recorded in 14 first or newly investigated Italian locations, during surveys carried out from 2003-2005. As some of these unpublished faunistic data were included in the chapter devoted to Gastrotricha in the recent checklist of Italian marine species, this paper aims at providing details regarding the locations, people involved, sampling times, characteristics of the surveyed microhabitats and, of course, a list of species found at any single location. The research should be relevant as it provides the first lists of meiobenthic taxa from some Italian protected areas, such as "Area marina protetta di Torre Guaceto" and Asinara island. Other interesting locations, from a faunistic point of view, seem to be Cala Pisana, on the island of Lampedusa, where 16 species were recorded and Pomonte on the island of Elba, home to a dense population of lepidodasyid gastrotrichs that belong to an undescribed genus and species. Overall, it is hoped that the 40 species reported can contribute to debate on the biogeography of the Mediterranean gastrotrichs.

Key-words: *Gastrotricha, biogeography, marine parks, Mediterranean Sea, meiofauna.*

Introduzione

Il phylum Gastrotricha comprende oggi circa 690 specie suddivise nei due ordini: Macrodasyida, che include quasi esclusivamente specie marine, e Chaetonotida, con specie marine e dulcacquicole. La fauna a gastrotrichi delle coste italiane è la meglio conosciuta rispetto a quella di tutte le altre nazioni mediterranee, grazie anche alle approfondite ricerche compiute nel corso degli ultimi due decenni da un gruppo di studiosi facente capo all'Università di Modena e Reggio Emilia. Le specie marine sinora identificate ammontano a 152 (88 Macrodasyida, 64 Chaetonotida), provenienti da oltre 180 località, alle quali devono aggiungersi almeno un'altra trentina non ancora descritte. I dati raccolti (Balsamo e Tongiorgi, 1995; Todaro *et al*., 2001, 2003), se da un lato indicano che le conoscenze sulla gastrotricofauna italiana possono ritenersi abbastanza soddisfacenti, dall'altro evidenziano l'esistenza di ambienti e tratti di costa ancora poco esplorati e potenzialmente molto interessanti ai fini tassonomici e biogeografici. Forti di questi presupposti, abbiamo intrapreso una nuova campagna di studi. In questo lavoro vengono riportati in dettaglio i risultati di queste recenti indagini condotte in località del nostro Paese poco o affatto investigate, anche al fine di circostanziare la segnalazione di alcune specie in determinate aree geografiche comprese tra le nove proposte dalla recente checklist.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati condotti tra il 2003 ed il 2005, ed hanno interessato 14 località, di cui sei mai investigate prima: Laiguéglia (SV), Cala Sabina

(isola dell'Asinara), Grotta delle Formiche e Grotta del Mago (isola d'Ischia), cala Pisana (isola di Lampedusa) e Torre Guaceto (BR); in altre quattro i campioni sono stati prelevati a maggiore profondità rispetto a prelievi effettuati in passato: Follonica (GR), Punta e Baia Fetovaia (Isola d'Elba), Numana (AN); di quattro stazioni, già oggetto di precedenti indagini: Mortelliccio e Punta Ala (GR), Pomonte (Isola d'Elba) e Torre Lapillo (LE) vengono segnalate solo le specie non rinvenute in indagini pregresse.

La Tab. 1 riassume le caratteristiche delle località investigate, le coordinate geografiche e la date dei campionamenti. Questi ultimi sono stati condotti

Tab. 1 - Località investigate, coordinate geografiche, data di campionamento, salinità e temperatura dell'acqua interstiziale, profondità a cui è stato effettuato il campionamento e granulometria del sedimento. A Mortelliccio e a Torre Lapillo il campionamento ha interessato solo la zona intertidale. In parentesi è riportata la subarea geografica in cui è collocata la località investigata, come proposto dalla recente check-list delle specie marine italiane.

Fourteen first, or newly investigated Italian locations; geographic coordinates, date of collection, salinity and temperature of the interstitial water, depth of sampling and sediment granulometry. In location 2 (Mortelliccio) and 12 (Torre Lapillo) sampling was made in the intertidal area. The geographic subarea as proposed in the recent check-list of Italian marine species is reported in brackets.

Località	Coordinate geografiche	Data di campionamento	Salinità (‰)	Temp. (°C)	Profondità (m)	Granulometria (Media ± sd in phi)
01, Laiguéglia, Savona [1]	43°58' N; 08°09' E	02/07/2003	38,0	-	0,8	-
02, Mortelliccio, Grosseto [2]	42°56' N; 10°41' E	21/09/2004	39,5	24,5	Na	1,914 ± 0,811
03, Follonica, Grosseto [2]	42°56' N; 10°45' E	28/02/2003	39,5	-	2,0	0,444 ± 0,714
04, Punta Ala, Grosseto [2]	42°49' N; 10°44' E	21/09/2004	40,0	24,7	1,5	2,413 ± 0,531
05, Pomonte, isola d'Elba [2]	42°47' N; 10°06' E	10/11/2003 04/10/2004	38,0	20	9,0-11,0	1,239 ± 0,574 0.853 ± 0,613
06, Punta Fetovaia, isola d'Elba [2]	42°43' N; 10°08' E	07/07/2003	38,0	22	18,0	0,01 ± 0,598
07, Baia Fetovaia, Isola d'Elba [2]	42°43' N; 10°09' E	07/07/2003	38,0	22	2,0-7,5	0,06 ± 0,582
08, Cala Sabina, isola dell'Asinara [2]	41°02' N; 09°33' E	29/05/2004	38,0	23	1,5	1,701 ± 0,668
09, Grotta delle Formiche, Ischia [3]	40°54' N; 14°10' E	16/06/2003	36,0	19	14,0	0,528 ± 0,674
10, Grotta del Mago, Ischia [3]	40°32' N; 14°04' E	16/06/2003	36,0	22	1,0-2,5	0,585 ± 1,394
11, Cala Pisana, Lampedusa [5]	35°30' N; 12°37' E	26/03/2004	38,0	15	9,0	1,447 ± 0,704
12, Torre Lapillo, Lecce [6]	40°16' N; 17°51' E	07/01/2005	38,0	-	Na	1,382 ± 0,801
13, Torre Guaceto, Brindisi [7]	40°43' N; 17°48' E	06/06/2002	38,0	18	4,0-5,2	0,902 ± 0,661
14, Numana, Conero [9]	43°25' N; 13°36' E	08/12/2003	38,0	-	4,0	1,594 ± 1,594

Na, non applicabile; -, non disponibile.

secondo una prassi consolidata, prelevando da ciascuna località circa 0,5–1 litro di sedimento con barattoli di plastica mediante operatori "skin" or "scuba divers" (Todaro e*t al*., 2002). Dopo la raccolta, il materiale sabbioso è stato portato in laboratorio in tempo utile per l'esame a fresco. I gastrotrichi sono stati estratti dal sedimento mediante la tecnica della narcotizzazione-decantazione utilizzando come narcotico $MgCl_2$ al 7%, montati su vetrino ed osservati con un microscopio

Leitz Dialux 20 equipaggiato con ottiche Nomarski; alcuni esemplari sono stati preparati per l'analisi al microscopio elettronico a scansione ed osservati con un SEM Philips XL 30 (Todaro *et al*., 2002). L'analisi granulometrica è stata condotta sul sedimento defaunato, con le modalità suggerite da Giere *et al*. (1988); diametro medio dei granuli e sorting (Tab. 1) sono stati calcolati utilizzando un programma computerizzato basato sull'algoritmo di Seward-Thompson e Hail (1973).

Risultati e conclusioni

Nelle 14 località investigate sono state rinvenute in totale 37 specie in 18 generi e 7 famiglie; ventitre appartengono all'ordine Macrodasyida (Tab. 2) e 14 all'ordine Chaetonotida (Tab. 3). Nella quasi totalità dei casi si tratta di specie descritte e/o già note per il nostro Paese; tra le specie note ma non ancora descritte figurano *Chaetonotus* sp., rinvenuto in precedenza nelle Secche della Meloria, e *Cra-*

Tab. 2 - Lista e distribuzione delle specie di Gastrotrichi Macrodasyida rinvenuti in 14 località italiane poco o affatto investigate prima; i dati si riferiscono a campioni sublitorali, ad eccezione delle località 2 e 12 dove i campionamenti hanno interessato solo la zona intertidale.

Gastrotricha Macrodasyida species list and distribution in 14 first or newly investigated Italian locations. Data refer to sublittoral sites, except location 2, Mortelliccio and 12, Torre Lapillo, where the intertidal site was sampled.

Taxon	Località													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Famiglia Dactylopodolidae														
Dactylopodola mesotyphle	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dactylopodola typhle	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Famiglia Lepidodasyidae														
Lepidodasys unicarenatus	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mesodasys laticaudatus	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
n.gen. e n.sp.	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Famiglia Planodasyidae														
Crasiella sp. a	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
Famiglia Thaumastodermatidae														
Acanthodasys aculeatus	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Diplodasys ankeli	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-
Diplodasys meloriae	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-
Platydasys ocellatus	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Platydasys maximus	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-
Ptychostomella mediterranea	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tetranchyroderma cirrophorum	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tetranchyroderma hypopsilancrum	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tetranchyroderma insulare	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
Tetranchyroderma pachysomum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-
Tetranchyroderma papii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Tetranchyroderma thysanophorum	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Thaumastoderma mediterraneum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
Famiglia Turbanellidae														
Paraturbanella dohrni	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Paraturbanella pallida	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-
Paraturbanella teissieri	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Turbanella cornuta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+

siella sp. già nota per le isole Tremiti e per l'isola d'Elba (cf. Todaro *et al*., 2001, 2003). Novità di rilievo è il rinvenimento a Pomonte (isola d'Elba) di un cospicuo numero di esemplari di una specie inedita appartenente ad un genere nuovo. Alcuni individui di questa specie erano stati rinvenuti nella stessa località già nel 2001 (vedi Todaro e Rocha, 2004) ma l'esiguo numero e il cattivo stato di conservazione degli esemplari rinvenuti aveva suggerito di cercare conferme prima di diffondere il dato.

Tab. 3 - Lista e distribuzione delle specie di Gastrotrichi Chaetonotida rinvenuti in 14 località italiane poco o affatto investigate prima; i dati si riferiscono a campioni sublitorali, ad eccezione delle località 2 e 12 dove i campionamenti hanno interessato solo la zona intertidale.

Gastrotricha Chaetonotida species list and distribution in 14 first or newly investigated Italian locations. Data refer to sublittoral sites, except location 2 Mortelliccio and 12, Torre Lapillo, where the intertidal site was sampled.

Taxon	Località													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Famiglia CHAETONOTIDAE														
Aspidiophorus mediterraneus	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Aspidiophorus paramediterraneus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-
Chaetonotus aegilonensis	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetonotus atrox	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetonotus dispar	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+
Chaetonotus sp.	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+		+	-
Chaetonotus neptuni	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	+	-	+	-
Chaetonotus siciliensis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-
Halichaetonotus aculifer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Halichaetonotus decipiens	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+
Halichaetonotus paradoxus	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	+
Halichaetonotus spinosus	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-
Famiglia XENOTRICHULIDAE														
Draculiciteria tesselata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+
Heteroxenotrichula pygmaea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-

Benché la maggior parte dei taxa rinvenuti risultino già annoverati tra quelli della fauna italiana, il presente studio permette di migliorare le conoscenze relative alla distribuzione geografica di alcuni di essi, ampliandone i confini (es. *Crasiella* sp. a), contribuendo al contempo a evidenziare l'insospettata elevata biodiversità di alcune aree. Illuminante al riguardo è la gastrotricofauna di Numana, dove risultavano presenti solo due specie (Todaro *et al*., 2001) che salgono a 10 dopo la presente indagine, o di Lampedusa dove le specie passano da 7 a 19. Questi dati non solo risultano di particolare rilevanza poiché provenienti da due delle nove aree geografiche, individuate nella recente check-list delle specie marine italiane, tra le meno investigate (particolarmente l'area 5 che include Lampedusa), ma soprattutto suggeriscono prudenza nell'avanzare ipotesi biogeografiche basate sui risultati scaturiti dall'analisi di informazioni parziali.

Da un punto di vista più generale ci preme sottolineare come il presente lavoro porti anche un contributo alla conoscenza faunistica di aree d'interesse naturalistico (area marina protetta di Torre Guaceto, Isola dell'Asinara ecc.) configurandosi come le prime checklist di taxa "incospicui", generalmente negletti nelle indagini faunistiche, in particolare in quelle promosse dagli Enti preposti alla salvaguardia e gestione delle aree protette.

I risultati, nel confermare l'elevata biodiversità ed in generale la buona conoscenza della gastrotricofauna italiana, indicano tuttavia che esistono margini di miglioramento come testimoniato dal rinvenimento di un genere nuovo.

Ringraziamenti

Siamo debitori a M. Bai, M.C. Gambi e L. Matinato per la raccolta di gran parte dei campioni.

Bibliografia

BALSAMO M., TONGIORGI P. (1995) - *Gastrotricha*. In: Minelli A., Ruffo S., La Posta S. (eds), *Checklist delle specie della fauna d'Italia*. Calderini, Bologna, **7**: 1-11.

GIERE O., ELEFTHERIOU A., MURISON D.J. (1988) - Abiotic factors. In: Higgins R.P., Thiel H. (eds), *Introduction to the Study of Meiofauna*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.: 61-78.

SEWARD-THOMPSON B.L., HAILS J.R. (1973) - An appraisal of the computation of statistical parameters in grain size analysis. *Sedimentology*, **20**: 161–169.

TODARO M.A., BALSAMO M., TONGIORGI P. (2002) - Marine gastrotrich fauna in Corsica (France), with a description of a new species of the genus *Tetranchyroderma* (Macrodasyida, Thaumastodermatidae). *Sarsia*, **87**: 248-257.

TODARO M.A., HUMMON W.D., BALSAMO M., FREGNI E., TONGIORGI P. (2001) - Inventario dei Gastrotrichi marini italiani: una checklist annotata. *Atti Soc.Tosc. Sci. Nat. Mem. Serie B*, **107**: 75-137.

TODARO M.A., MATINATO L., BALSAMO M., TONGIORGI P. (2003) – Faunistics and zoogeographical overview of the Mediterranean and Black Sea marine Gastrotricha. *Biogeographia*, **24**: 131-160.

TODARO M.A., ROCHA C.E.F. (2004) - Diversity and distribution of marine Gastrotricha along the northern beaches of the state of Sao Paulo (Brazil), with description of a new species of *Macrodasys* (Macrodasyida, Macrodasyidae). *J. Nat. Hist*., **38**: 1605-1634.

Lo studio ha beneficiato del contributo finanziario del MIUR, Progetto PRIN 2004 "Contributo della meiofauna alla biodiversità marina italiana", M.A. Todaro Co-PI.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1121-1123

C. Betto, P. Nicolosi*, S. Casellato

Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Padova, Via U. Bassi, 58/b - 35131 Padova, Italia.
sandra.casellato@unipd.it
*Museo Zoologia, Università degli Studi di Padova, Italia.

LA COLLEZIONE STORICA DI INVERTEBRATI MARINI DEL MUSEO DI ZOOLOGIA DELL'UNIVERSITÀ DI PADOVA

THE HISTORICAL COLLECTION OF MARINE INVERTEBRATES OF THE ZOOLOGICAL MUSEUM OF PADOVA UNIVERSITY

Abstract

After a long period of negligence and indifference, the historical collection of marine invertebrates of the Zoological Museum of Padova University has been recovered and studied. Some interesting findings have been found, and put in relation to specific researches documented in historical catalogues or published works.

Key-words*: museum collections, marine organisms, Adriatic Sea, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

La collezione di invertebrati marini del Museo di Zoologia dell'Università di Padova non ha mai goduto di particolari attenzioni da parte degli studiosi che si sono succeduti alla direzione del Gabinetto prima e Museo di Zoologia dopo. Questo disinteresse, sommato alle complicate vicende che hanno coinvolto il Museo nel corso della sua storia (Casellato, 1991), si è ripercosso sullo stato di conservazione della collezione e ha comportato danni talvolta irreparabili, nonché la perdita di informazioni preziose. Il recente lavoro di riordino, restauro e controllo della determinazione tassonomica, che è stato oggetto anche di una tesi di laurea (Betto, 2004), ha permesso una prima stima della consistenza numerica e dello stato di conservazione dei preparati.

Materiali e metodi

Lo stato di abbandono nel quale si trovava la collezione ha richiesto una ricognizione iniziale, in seguito alla quale sono stati pianificati i successivi interventi di restauro: la sostituzione del liquido di conservazione e del contenitore qualora inadatto. Il lavoro è stato svolto avendo cura di recuperare i cartellini originali presenti nei vasi. Contemporaneamente, è stata condotta un'approfondita ricerca bibliografica e archivistica del materiale storico utile a ricostruire le tappe principali che hanno portato alla costituzione dell'attuale collezione. Sono stati inoltre consultati i cataloghi storici conservati presso il Museo, al fine di individuare i reperti originali delle varie epoche. Successivamente è stato compiuto il controllo della determinazione tassonomica dei reperti muniti di cartellino ed avviata la determinazione degli esemplari privi di cartellino, per la quale si rende comunque necessario la conferma degli specialisti per i vari gruppi.

Risultati e conclusioni

Le prime notizie relative alla storica collezione di invertebrati marini risalgono al periodo in cui era direttore dell'allora Gabinetto di Storia Naturale il professor Stefano Andrea Renier (1806-1829) il quale, avendo fama di grande raccoglitore ed abile sistematico, fu incaricato dalle autorità austriache di realizzare tre collezioni zoologiche marine per le tre ripristinate Università del Regno: Bologna, Padova e Pavia (Barbagli, 2001). Lo scarso interesse del Renier nel riportare indicazioni riguardo la provenienza del materiale e il mancato ritrovamento di un catalogo specifico di riferimento hanno reso difficile stabilire quanti siano oggi i reperti derivanti dall'originaria collezione. Gli unici reperti che crediamo di poter confermare come appartenenti all'originale collezione Renier sono quelli dei due tunicati "*Policitor Dipartimentato" (=Aplidium conicum*) e "*Policitor turchino" (=Polycitor adriaticus*) entrambi riportati nel catalogo Nardo-Catullo (1832-33). L'altro caso in cui abbiamo potuto attribuire con certezza la provenienza del materiale è quello della raccolta nel mare di Sciacca del 1882 di Giovanni e Riccardo Canestrini (Canestrini, 1882), della quale si trova nota nei Cataloghi del Museo risalenti a quegli anni (1871-1896) (20 preparati, comprendenti Crostacei, Poriferi ed Anellidi) e nella relazione pubblicata per il Ministero di Agricoltura, Industria e Commercio (Canestrini, 1882). Altri reperti (*Pontobdella muricata* e *Nereis* sp.) sono stati sicuramente raccolti dal Canestrini, come risulta dai cataloghi del 1871. Per i periodi successivi, le nuove acquisizioni registrate nei cataloghi si riferiscono a materiale destinato alla didattica per lo più proveniente dalla Stazione Zoologica di Napoli (Marcuzzi, 1966). L'ultima acquisizione in ordine di tempo, eseguita dopo la risistemazione logistica di gran parte delle raccolte del Museo, è quella di un grande esemplare di *Geodia cydonium* (oggi specie protetta nel Mediterraneo) proveniente da una raccolta di zoobenthos (campagna 2003) su alcuni affioramenti rocciosi dell'Alto Adriatico (Casellato *et al*., 2005).

Tab. 1 - Elenco dei taxa presenti in collezione, suddivisi in: numero di specie (con relativa percentuale), numero di esemplari di cui è noto solo il genere (non det.), numero di esemplari indeterminati (indet.) e numero totale di vasi per ciascun gruppo.

List of taxa in the collection: number of species (with percentage), number of specimens with known genera (non det.), number of specimens with unknown dentification (indet.) and number of vases for each taxon.

Gruppo	n° specie	%	non det.	indet.	n° vasi	n° esemplari
PORIFERI	9	6	2	9	25	42
CNIDARI	14	9	9	15	46	327
CTENOFORI	4	3	--	--	5	6
PLATELMINTI	4	3	--	--	4	8
MOLLUSCHI	28	19	10	9	57	347
ANELLIDI	8	5	6	3	20	38
CROSTACEI	51	35	5	35	104	510
BRIOZOI	2	1	1	1	4	4
BRACHIOPODI	2	1	--	2	5	13
CHETOGNATI	1	1	1	--	2	25
ECHINODERMI	15	10	1	3	25	87
TUNICATI	11	7	2	7	20	83
Totale	149	--	37	84	317	1490

In conclusione, la collezione, che nel complesso possiamo considerare modesta, risulta costituita da 1490 esemplari rappresentativi di 12 diversi *phyla*, che provengono principalmente dall'Adriatico, dal Mar Tirreno, dallo Stretto di Messina e dal Mare di Sciacca (Tab. 1). Crediamo che il nostro lavoro possa garantire ai preparati recuperati la possibilità di ulteriori approfonditi studi di specialisti per il futuro.

Ringraziamenti

Ringraziamo il Prof. Sandro Ruffo per aver messo a nostra disposizione la sua competenza per i gammaridi e il Dr. Luciano Masiero per l'assistenza tecnica nelle varie fasi operative del lavoro di restauro della collezione.

Bibliografia

BARBAGLI F. (2001) – La Laguna Veneta e il Museo di Storia naturale di Pavia. *Chioggia, rivista di studi e ricerche*, **18**: 147-156.

BETTO C. (2004) – La collezione di invertebrati marini del Museo di Zoologia dell'Università di Padova. Tesi di Laurea in Scienze Naturali. Università di Padova A.A. 2003/04.

CANESTRINI G. (1882) – *Relazione del professore Giovanni Canestrini al Ministro di agricoltura, industria e commercio sulle ricerche fatte nel mare di Sciacca intorno ai banchi corallini*. Annali dell'Industria e del Commercio, Ministero di Agricoltura, Industria e Commercio. Eredi Botta, Roma.

CASELLATO S. (1991) - *Dall'insegnamento della Storia Naturale a Padova al Dipartimento di Biologia*. Ed. Libreria Progetto, Padova: 55 pp.

CASELLATO S., SICHIROLLO E., CRISTOFOLI A, MASIERO L, SORESI S. (2005) – Biodiversità delle "tegnue" di Chioggia, zona di tutela biologica nel Nord Adriatico. *Biol. Mar. Medit*., **12** (1): 69-77.

MARCUZZI G. (1966) - Il Museo Zoologico dell'Università di Padova. *Università degli Studi, Padova*: 19 pp.

Biol. Mar. Medit. (2006), 13 (1): 1124-1126

M. Meneghini, P. Nicolosi[1], M. Turchetto[2]

Via Parrilla, 6 - 31015 Conegliano (TV), Italia.
martameneghini@yahoo.it
[1]Museo di Zoologia, Università di Padova, Italia.
[2]Dip. di Biologia, Università di Padova, Italia.

RICUPERO E CATALOGAZIONE DELLA STORICA COLLEZIONE ZOOLOGICA DI ROVIGNO CONSERVATA A CHIOGGIA

RECOVERY AND CATALOGATION OF THE HISTORICAL ZOOLOGICAL COLLECTION FROM ROVIGNO KEPT IN CHIOGGIA

Abstract

Since 1968 the historical zoological collection coming from the Institute of Rovigno has been preserved in Chioggia (VE) under the supervision of the University of Padova. After many years of neglecting the recovery and the catalogation of the whole collection have been activated. Our aim is to give life to a permanent and public museum.

Key-words*: marine organisms, biological collections, museum collections.*

Introduzione

Lo storico Museo di Zoologia dell'Università di Padova possiede, nella sezione distaccata di Chioggia, la collezione della fauna adriatica appartenuta all'Istituto Italo-Germanico di Rovigno. L'Istituto, fondato nel 1891 come stazione di ricerca sul campo dell'Acquario di Berlino, accoglieva reperti marini ancora più antichi, provenienti dalla collezione di Miramare di Massimiliano d'Asburgo (fino al 1867) e dalla Stazione Zoologica di Trieste (1875-1914). Alla fine della II Guerra Mondiale furono portati a Venezia dal Dr. A. Vatova i 1600 preparati zoologici macroscopici in liquido, la collezione di micropreparati del Dr. E. Graeffe (ca. 1000 vetrini), l'intera biblioteca (ca. 3000 libri e riviste) e l' *Herbarium Vatuense* (ca. 5000 specie di fanerogame e alghe). In seguito la biblioteca fu restituita al rinato Istituto di Rovigno (ora Centro di ricerche marine "Ruder Bošković", Croazia), rimasero in Italia alcune opere di cui esistevano già copie in Croazia presso altre Biblioteche (Accademia delle Scienze di Zagabria, Laboratorio del plancton di Dubrovnik) e che ora sono nella Biblioteca del Laboratorio di Biologia Marina di Aurisina (Trieste). L'erbario fu donato all'Università di Firenze e la collezione dei preparati microscopici è andata perduta (Turchetto, 2004).

Nel 1968, dopo anni di giacenza in scantinati veneziani, la collezione zoologica fu trasportata a Chioggia nella Stazione Idrobiologica, dove tuttora si trova (Fig. 1). Nel 1972 fu parzialmente risanata e ricatalogata dal professor G. Marcuzzi, che l'aveva trovata in pessimo stato, ma dopo questa opera di ripristino la collezione rimase di nuovo abbandonata per più di 30 anni (Casellato, 1996).

Materiali e metodi

Dopo questo lungo periodo di abbandono e incuria, fatta eccezione per qualche intervento di emergenza, da circa due anni finalmente l'interesse per la col-

lezione si è risvegliato ed è pertanto in corso il risanamento dei preparati, con la sostituzione dei vasi e del liquido in cattivo stato, la compilazione di nuove etichette riportanti tutte le indicazioni note e la ricatalogazione di tutto il materiale presente.

È stata effettuata già una prima revisione tassonomica, utilizzando testi e siti internet aggiornati e accreditati, ma l'obiettivo è quello di avvalersi della collaborazione di specialisti, nazionali ed internazionali, dei singoli gruppi.

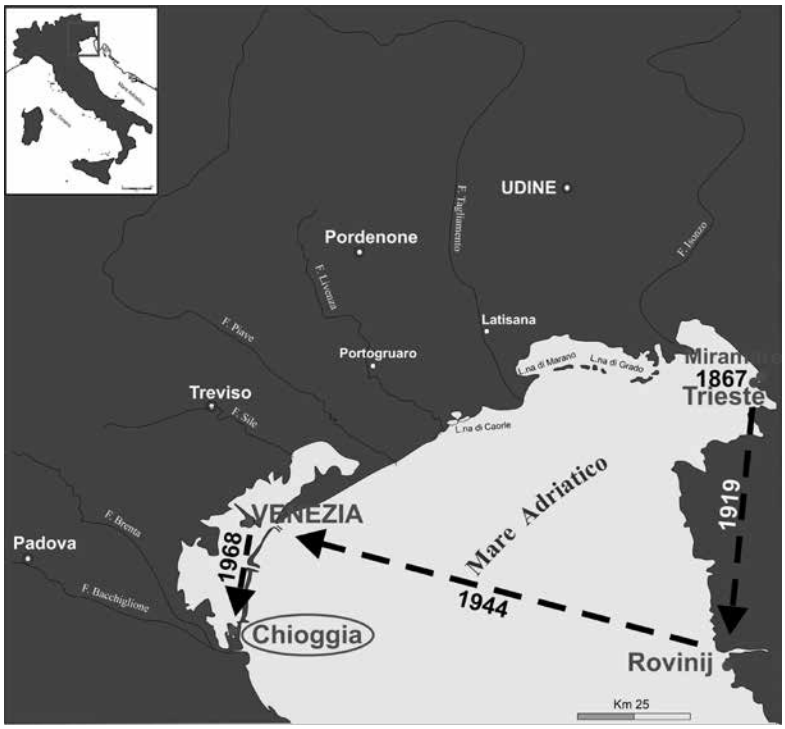


Fig. 1 - Gli spostamenti della Collezione zoologica di Rovigno dal 1867 al 1968.
The movements of Rovigno's zoological Collection from 1867 to 1968.

Risultati

In questo lavoro vengono riportati i dati dell'inventario del materiale presente oggi a Chioggia, suddiviso per *Taxa*, e la comparazione con i dati di Marcuzzi del 1972 (Tab. 1), il quale cita circa 958 specie determinate di animali marini di cui "*molte nuove per l'Adriatico, per il Mediterraneo orientale o addirittura per tutto il Mediterraneo*" e 27 da determinare (Marcuzzi, 1972).

Dalla nostra accurata indagine risultano attualmente presenti 752 specie determinate, quasi tutte raccolte nell'Adriatico, e 33 ancora da determinare. La discordanza di oltre 200 specie con i dati del 1972 è da attribuirsi all'eliminazione di preparati ritenuti ormai irrecuperabili e alla "scomparsa" di molti esemplari. In particolare manca l'unico esemplare di tartaruga marina (citato da Marcuzzi

come *Talassochelis caretta*), e praticamente tutti i molluschi conservati a secco. Alcuni gruppi inoltre risultano più danneggiati di altri, come ad esempio i Poriferi ed i Tunicati, con molti preparati quasi irriconoscibili, rovinati e spesso privi di qualsiasi etichetta. Da sottolineare inoltre il ritrovamento di un certo numero di reperti che non compaiono nell'elenco di Marcuzzi.

Tab. 1 - Confronto tra il numero di preparati censiti da Marcuzzi (1972) e quelli attualmente presenti (2005).
Comparison between the number of specimens recorded by Marcuzzi (1972) and those present today (2005).

Phylum	N° sp 1972	N° sp 2005	Phylum	N° sp 1972	N° sp 2005
Poriferi	40	**42**	**Cefalocordati**	1	**1**
Celenterati	36	**33**	**Ciclostomi**	1	**1**
Ctenofori	4	**4**	**Selacei**	17	**14**
Platelminti	14	**11**	**Teleostei**	123	**129**
Nemertini	8	**8**	**Rettili**	1	**0**
Aschelminti	13	**13**	**Mammiferi**	1	**1**
Anellidi	185	**183**			
Crostacei	140	**146**	**Non determin.**	4	**16**
Molluschi	299	**93**	**Specie indeterm.**	23	**17**
Lofoforati	15	**11**	**Specie determ.**	962	**752**
Echinodermi	46	**45**			
Tunicati	18	**17**	**TOT. SPECIE**	989	**785**

Conclusioni

Il ripristino della collezione è attualmente in corso, ma in fase di progettazione c'è il trasferimento della Collezione dagli attuali locali della Stazione Idrobiologica, inagibili al pubblico, a Palazzo Grassi del Comune di Chioggia, sede dei corsi di Biologia marina dell'Università di Padova. Qui la collezione sarà collocata in appropriate vetrine con pannelli esplicativi e formerà un piccolo museo storico finalmente accessibile a studenti, studiosi e a quanti vorranno consultarlo o visitarlo.

Bibliografia

CASELLATO S. (1996) - Collezioni floro-faunistiche marine della stazione Idrobiologia di Chioggia. In: Gregolin C. (ed), *I Musei, le Collezioni scientifiche e le sezioni antiche delle Biblioteche*. Università degli Studi di Padova, Padova: 87-89.

MARCUZZI G. (1972) - Le collezioni dell'ex Istituto di Biologia Marina di Rovigno conservate presso la Stazione Idrobiologica di Chioggia. *Atti dell'Accademia Patavina di Scienze, Lettere ed Arti*, **84**: 169-219.

TURCHETTO M. (2004) - Storia dell'Istituto di Rovigno e delle sue collezioni. *Chioggia, rivista di studi e ricerche*, **25**: 65-74.