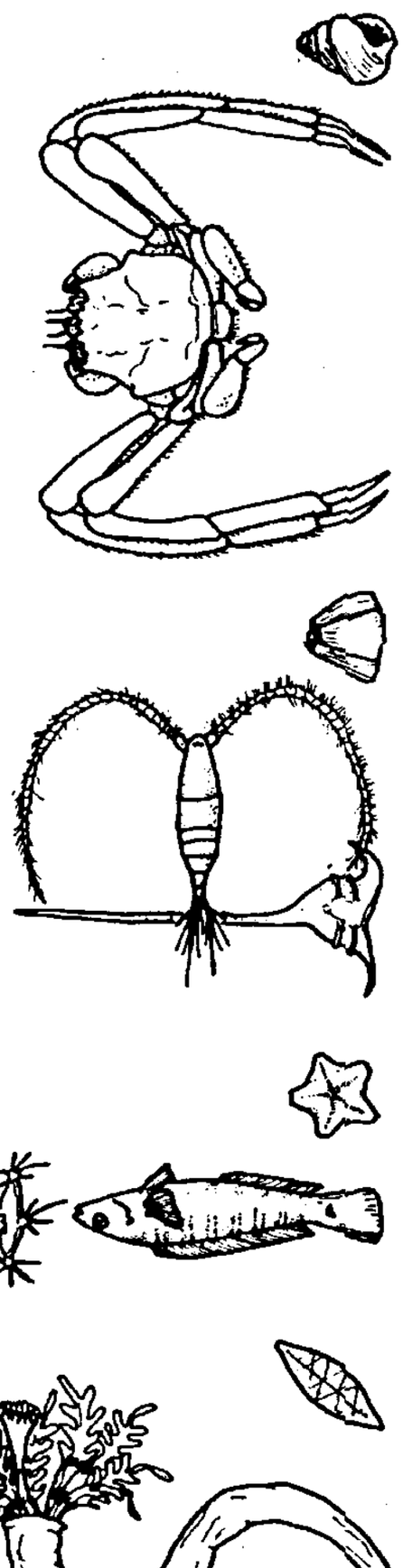
ISSN 1123-4245

Società Italiana di Biologia Marina



BIOLOGIA MARINA MEDITERRANEA





Vol. 5 - fasc. 1 - 1998 - (PARTE PRIMA)

ATTI XXVIII Congresso SIBM

TRANI (BARI) 26-31 Maggio 1997

SIBM XXVIII CONGRESSO LBMB

SIBM '97

ATTI

XXVIII CONGRESSO DELLA SOCIETÀ ITALIANA DI BIOLOGIA MARINA

Trani - Palazzo della Cultura
26-31 maggio 1997

PARTE PRIMA

PROVINCIA DI BARI

Amministrazione Provinciale di Bari
Laboratorio di Biologia
Marina ed Acquario

CITTÀ DI TRANI

SIBM XXVIII CONGRESSO LBMB

SIBM '97

PRESENTAZIONE DEL XXVIII CONGRESSO SIBM

Il Laboratorio Provinciale di Biologia Marina di Bari, come riconoscimento delle attività di ricerca e di promozione che svolge con i biologi e tecnici da oltre 20 anni nel Basso Adriatico, ricevette dalla SIBM, durante l'Assemblea dei Soci 1996, l'incarico di organizzare il XXVIII congresso nel maggio 1997.

Accettato l'incarico si pose il problema della scelta della sede; purtroppo fu scartata l'ipotesi iniziale di un congresso itinerante su nave, a causa dell'indisponibilità delle compagnie di navigazione e per gli alti costi. In considerazione che Bari era già stata sede di numerosi congressi, la scelta cadde sulla Città di Trani per l'incomparabile suggestione dei monumenti, in particolare della Cattedrale nonché per la possibilità di svolgere il Congresso proprio nella zona monumentale. La disponibilità del Comune, del Museo Diocesano e della cittadinanza contribuirono a confermare la scelta della sede.

Nei mesi precedenti il Congresso l'impegno degli organizzatori è stato gravoso; infine il gruppo del Laboratorio di Biologia Marina di Bari (grazie soprattutto alla



Cerimonia di apertura del XXVIII Congresso

disponibilità dei colleghi dott.ssa Anna Maria Pastorelli, dott. Vito De Zio, Dott. Nicola Ungaro, sig. Lucio Rositani, dott.ssa Roberta Marsan e dott.ssa Chiara Alessandra Marano) è comunque riuscito nell'intento, offrendo anche motivi di crescita culturale attraverso un concerto nella Cattedrale di Trani e manifestazioni al Castel del Monte ed al Castello Svevo di Barletta.

La complessa organizzazione è stata possibile per la sensibilità e i finanziamenti ottenuti da:

Provincia di Bari
Comune di Trani
Regione Puglia
Università di Bari
Direzione Generale Pesca Ministero Politiche Agricole
Federpesca
Banca Popolare di Bari
Banca Popolare Andriese



Pannello illustrativo del Congresso

nonché la collaborazione di Pasta Divella, Banca del Salento e FIPS–CSB (Club Sommozzatori Bari).

A tutti il ringraziamento del Comitato Organizzatore e della Società.

Nell'ambito del Congresso si è inoltre tenuto, nella sala convegni del Monastero di Colonna, il Workshop *"Prospettive della pesca in Puglia"*, con la partecipazione e l'intervento del Direttore Generale della Pesca e dei Presidenti nazionali delle Confederazioni del Settore pesca, nonché di gran parte degli operatori della pesca locale, settore di primaria importanza nell'economia regionale pugliese.

I lavori congressuali sono iniziati, dopo il saluto del Sindaco di Trani, dott. Tamborrino, dell'Assessore all'Ecologia della Provincia di Bari, dott. Felice Tricarico, dei Presidenti delle Società Italiane di Ecologia, della Società Francese di Ecologia ed ovviamente della S.I.B.M., con le relazioni inaugurali sul Canale d'Otranto esposte dal Prof. G. Marano e dal Prof. G. Magazzù.

Durante lo stesso giorno, ed in quelli successivi, si sono sviluppate le altre tematiche congressuali; per quanto riguarda il tema "relazioni funzionali negli ecosistemi marini", la relazione introduttiva riguardante le relazioni trofiche è stata esposta dal Dr. V. Zupo, quella inerente le relazioni sociologiche e successioni al Dr. C.N. Bianchi, quelle riguardanti il rapporto adulti-giovani dal Dr. U. Piatkowsky e dalla Dr.ssa S. Fraschetti.

Il secondo tema riguardava il settore dell'acquacoltura, in particolare le tecnologie innovative e/o ecocompatibili in acquacoltura marina; la relazione introduttiva su questa tematica è stata tenuta dal Prof. L. Colombo.

A ciascuna relazione hanno fatto seguito le presentazioni di trentasette interessanti comunicazioni e di centodiciotto poster, questi ultimi esposti e discussi nella splendida sala del Museo Diocesano; tutti i testi dei lavori presentati sono pubblicati di seguito in questo volume, previa accettazione da parte dei *referees*.

Numerose sono inoltre state le riunioni dei Comitati e dei gruppi di lavoro che hanno avuto modo di svilupparsi durante le brevi soste delle giornate congressuali.

Inoltre, per la cortese disponibilità del Club Sommozzatori Bari, in alcune serate sono stati proiettati interessanti documentari sulla vita subacquea mediterranea ed oceanica.

La Società Italiana di Biologia Marina ha tenuto le elezioni per il rinnovo delle cariche sociali, per il biennio 1998-2000, nella terza giornata del Congresso.

Il Comitato Organizzatore auspica che il XXVIII Congresso SIBM, svoltosi nella prestigiosa cornice del centro storico di Trani, sia ricordato per i contenuti scientifici affrontati e discussi, nonché per l'ospitalità del territorio pugliese che con le sue cattedrali, castelli e marine sembra privilegiare il rapporto dell'uomo con il mare.

Il Direttore del Laboratorio Provinciale di Biologia Marina di Bari,
Prof. Giovanni Marano

Presidente del Comitato Organizzatore del XXVIII Congresso
Società Italiana di Biologia Marina

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 1-11

G. MARANO, A. M. PASTORELLI, N. UNGARO

Laboratorio Provinciale Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) - 70123 Bari, Italia.

CANALE D'OTRANTO: AMBIENTE E COMUNITÀ BIOLOGICHE

OTRANTO CHANNEL: ENVIRONMENT AND COMMUNITIES

Abstract

The Otranto Channel, as well known, represents a transition zone between Adriatic and Ionian Seas. The just mentioned basins have hydrography and geomorphology quite unlike each other; the circulation of waters with different characteristics into southern Adriatic area strongly affects the distribution of biological communities.

Key-Words: Otranto Channel, species distribution, communities.

Introduzione

I canali marini naturali assolvono la funzione di mettere in comunicazione bacini che, pur attigui, spesso presentano caratteristiche talassografiche abbastanza differenti.

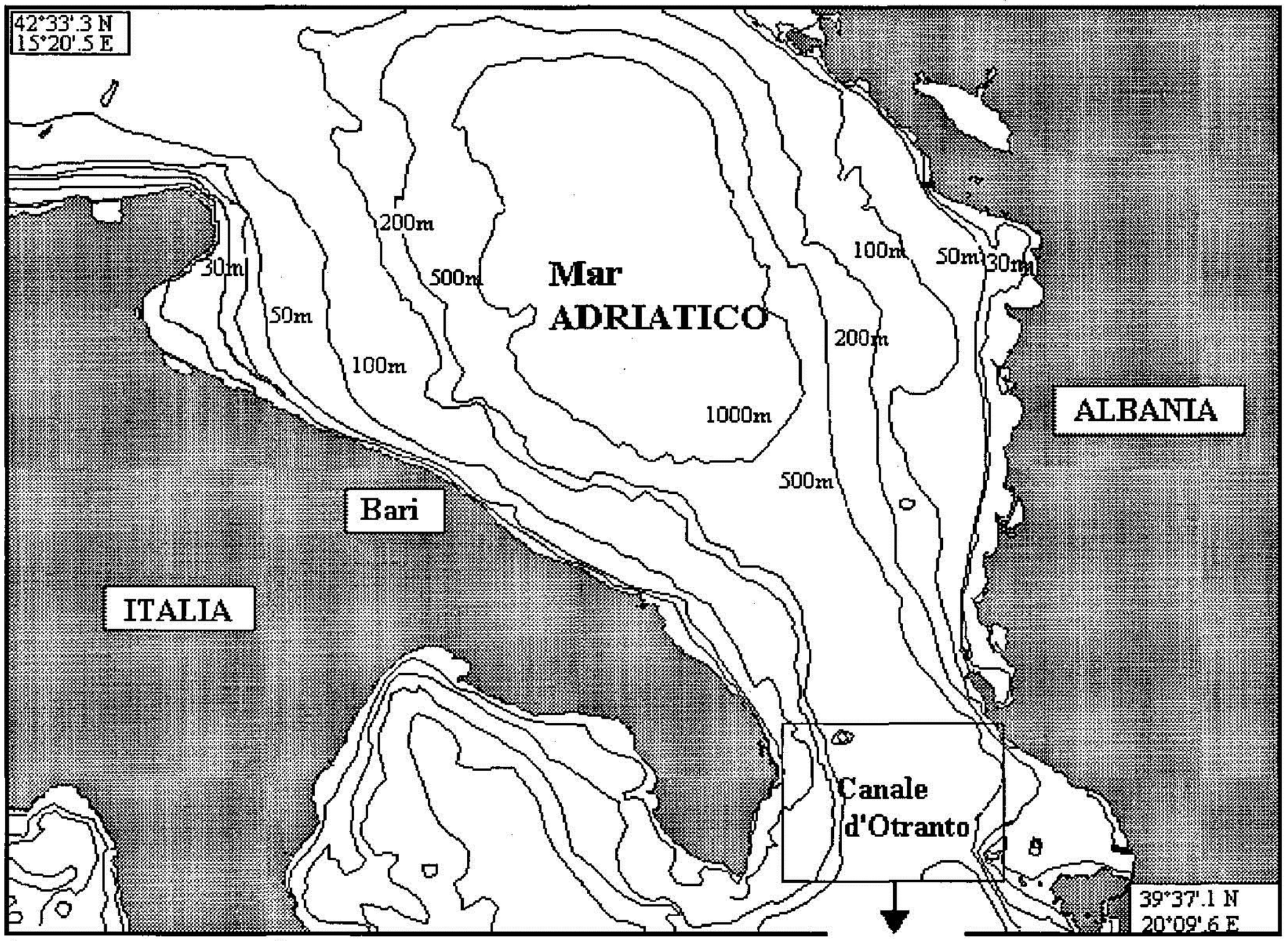
Il variare delle condizioni ambientali, conseguente al rimescolamento delle masse d'acqua, condiziona la distribuzione degli organismi per cui spesso gli stretti diventano zone di transizione ecologica. Il Canale d'Otranto, per la particolare posizione geografica (comunicazione Adriatico - Ionio), rappresenta un esempio di quanto appena detto.

Il Canale d'Otranto: caratteristiche generali

Il Canale d'Otranto è situato geograficamente tra 39°30' e 40°30' di Latitudine Nord e 18°15' e 19°45' di Longitudine Est. La minima distanza tra le due coste adriatiche è pari a circa 70 km, mentre la profondità media è vicina agli 800 m (Fig. 1).

Si stima che circa 35.000 miliardi di m^3 circolino attraverso il Canale d'Otranto nell'arco di un anno, disperdendosi nello Ionio lungo le coste italiane con una corrente superficiale, e di contro risalendo in Adriatico mediante una corrente orientale più profonda (AA. VV., 1972). L'influenza di tale massiccio flusso si apprezza lungo l'intera costa pugliese (per quanto riguarda l'Italia), e lungo le coste albanesi (interessando anche una parte di territorio greco).

In questo modo dunque, attraverso il Canale, vengono messi in comunicazione l'Adriatico, bacino eutrofico per il massiccio apporto di acque fluviali nonché dalle spiccate caratteristiche continentali (variazioni termiche e saline elevate e comunque valori minimi di temperatura e salinità non riscontrabili in altre aree mediterranee), e lo Ionio, che è caratterizzato da acque costantemente più calde e salate (la minore variabilità è dovuta all'enorme massa d'acqua in relazione alla maggiore profondità media del bacino) (AA. VV., 1972; Leder *et al.*, 1995).



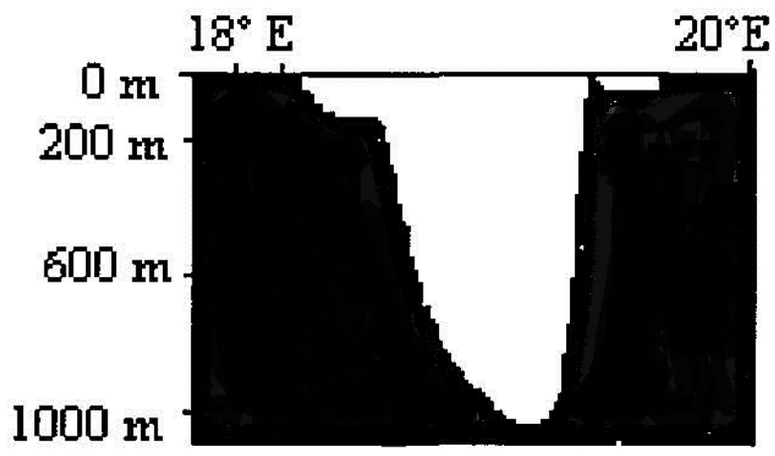


Fig. 1 - Area geografica e batimetria relativa al canale d'Otranto.
Geographic area bathymetric features relative to Otranto Channel.

Geomorfologia delle coste pugliesi

La Puglia nel contesto delle coste italiane presenta caratteristiche molto particolari e infrequenti; la litologia dominante è di tipo calcareo, con idrografia superficiale praticamente assente, mentre risulta molto importante la componente relativa alle acque che fluiscono nel sottosuolo, caratterizzato da intenso carsismo (Tadolini e Zanframundo, 1989). La distribuzione dei sedimenti marini superficiali evidenzia nell'area la presenza di calcareniti a concrezioni biogene; la successione delle facies da sabbiose detritiche a quelle siltose e argillose inte-

ressa solo alcune zone ristrette della piattaforma. Inoltre, nel Golfo di Manfredonia non si rinvengono elementi grossolani (Pigorini, 1968; Fabbri e Gallignani, 1972; Veniali *et al.,* 1977; Viel *et al.,* 1986).

L'insieme di questi fattori ha determinato la formazione di morfotipi costieri con differenti componenti fisiche, geochimiche e, di conseguenza, biologiche.

Caratteristiche trofiche e produzione primaria delle aree influenzate dal Canale d'Otranto

Per quanto attiene le caratteristiche trofiche delle acque sud-adriatiche, le numerose indagini effettuate (Casavola *et al.,* 1985; Casavola *et al.,* 1995) evidenziano una forte riduzione della concentrazione di azoto e fosforo rispetto al restante bacino adriatico (i valori risultano, a volte, inferiori al 50%) (AA. VV., 1994); con stime dei suddetti parametri comprese tra 25 µg/l e 35 µg/l, e tra 7 µg/l e 12 µg/l (rispettivamente per azoto e fosforo), l'area di indagine risulta dunque prevalentemente oligotrofica. Allo stesso tempo il bacino in esame appare più ricco di nutrienti se comparato con le attigue aree ioniche (Cardellicchio *et al.,* 1993), caratterizzate da scarsi apporti fluviali nonché da considerevoli profondità (anche a minima distanza dalla linea di costa).

Strettamente legata alle caratteristiche trofiche del Canale risulta la biomassa relativa alla componente fitoplanctonica (Vilicic *et al.,* 1995); anche in questo caso la direttrice nord-sud adriatica evidenzia un forte gradiente di diminuzione; ad esempio, nel 1992/93, i valori stimati del parametro "Chl-a" erano compresi tra 0,5 e 1,5 µg/l nelle acque meridionali adriatiche (Rizzi *et al.,* 1994), mentre, negli stessi anni, risultavano compresi tra 1 e 25 µg/l nelle acque costiere dell'Emilia Romagna (AA.VV., 1994). Nell'ambito tassonomico, riferito alle specie rinvenute, non sono comunque evidenziabili marcate differenze tra gli areali menzionati. I fenomeni di abnormi fioriture algali sono generalmente trascurabili lungo le coste del basso Adriatico; nei mesi estivi tuttavia, specie nelle aree neritiche, la biomassa fitoplanctonica risulta costituita in gran parte da microflagellati con consistente riduzione delle diatomee, normalmente dominanti. I dinoflagellati, presenti in quantità contenuta, annoverano anche specie produttrici di tossine; *Dinophysis* si rinviene soprattutto in estate con densità dell'ordine di 50-100 c/l (Rizzi *et al.,* op. cit.).

Distribuzione delle specie e bionomia delle aree condizionate dal Canale d'Otranto

In considerazione della modificate condizioni oceanografiche, la composizione quali-quantitativa dello zooplancton nell'area meridionale si differenzia dal restante bacino adriatico, mentre si osserva un'affinità con i popolamenti ionici; l'abbondanza complessiva presenta valori comparabili a quelli relativi ad aree oligotrofiche, con stime circa uguali a 400-800 individui/ m^3 (Marano *et al.,* 1989). I copepodi sono rappresentati da un numero doppio di specie rispetto al restante bacino adriatico, soprattutto in relazione a quelle (specie) predatrici e onnivore (Hajderi *et al.,* 1994) (Tab. 1); al contrario i cladoceri sono presenti con le stesse sei specie rinvenute nell'Adriatico medio-settentrionale (Hajderi *et al.,* 1992).

Anche i banchi di piccoli pelagici, troficamente legati allo zooplancton, nel Basso Adriatico presentano una diminuzione di biomassa (Casavola *et al.,* 1986) collegata alla già ripetutamente menzionata oligotrofia delle acque superficiali.

Tab. 1 - Elenco dei copepodi raccolti nel Canale d'Otranto (modificato da Hajderi *et al.*, 1994).
List of copepoda collected in the Otranto Channel (modified from Hajderi *et al.*, 1994).

Calanus helgolandicus (CLAUS, 1863)
Calanus tenuicornis DANA, 1849
Nannocalanus minor (CLAUS, 1863)
Eucalanus elongatus DANA, 1848
Eucalanus crassus GIESBRECHT, 1888
Mecynocera clausi THOMPSON, 1888
Paracalanus parvus (CLAUS, 1863)
Paracalanus denudatus SEWELL, 1929
Paracalanus nanus G.O.SARS, 1907
Calocalanus pavo DANA, 1849
Calocalanus styliremis GIESBRECHT, 1888
Calocalanus tenuis FARRAN, 1926
Calocalanus contractus FARRAN, 1926
Calocalanus neptunus SHMELEVA, 1965
Pseudocalanus elongatus BOECK, 1872
Clausocalanus arcuicornis (DANA, 1849)
Clausocalanus furcatus (BRADY, 1883)
Clausocalanus pergens FARRAN, 1926
Clausocalanus paululus FARRAN, 1926
Clausocalanus jobei FROST & FLEMINGER, 1968
Clausocalanus parapergens FROST & FLEMINGER, 1968
Clausocalanus lividus FROST & FLEMINGER, 1968
Ctenocalanus vanus GIESBRECHT, 1888
Aetideus armatus BOECK, 1872
Euchaeta hebes GIESBRECHT, 1888
Scolecithrix danae LUBBOCK, 1856
Scolecithrix bradyi GIESBRECHT, 1888
Scolecithricella dentata GIESBRECHT, 1892
Scolecithricella tenuiserrata (GIESBRECHT, 1892)
Diaixis pygmoea G.O.SARS, 1899
Temora longicornis (MULLER, 1792)
Temora stylifera (DANA,1848)
Pleuromamma abdominalis (LUBBOCK, 1856)
Pleuromamma gracilis (CLAUS, 1863)
Centropages typicus KROYER, 1849
Centropages ponticus KARAVAEV, 1895
Centropages violaceus (KLAUS, 1863)
Isias clavipes BOECK, 1864
Lucicutia flavicornis (CLAUS, 1863)
Heterorhabdus papilliger (CLAUS, 1863)
Candacia giesbrechti GRICE & LAWSON, 1977
Paracandacia simplex (GIESBRECHT, 1892)
Acartia clausi GIESBRECHT, 1889
Oithona similis CLAUS, 1866
Oithona vivida FARRAN, 1913
Oithona nana GIESBRECHT, 1892
Oithona plumifera BAIRD, 1843
Oithona setigera (DANA, 1849)
Oithona atlantica FARRAN, 1908
Oithona longispina NISHIDA, 1977
Euterpina acutifrons (DANA, 1852)
Clytemnestra rostrata (BRADY, 1883)
Oncaea mediterranea (CLAUS, 1863)
Oncaea media GIESBRECHT, 1891
Oncaea conifera GIESBRECHT, 1891
Oncaea curta G.O.SARS, 1916
Sapphirina nigromaculata CLAUS, 1863
Sapphirina opalina DANA, 1849
Sapphirina gemma DANA, 1849
Copilia mediterranea (CLAUS, 1863)
Corycaeus clausi DAHL, 1894
Corycaeus limbatus BRADY, 1888
Corycaeus typicus (KROYER, 1849)
Corycaeus giesbrechti DAHL, 1894
Corycaeus ovalis CLAUS, 1863
Corycaeus brehmi STEUER, 1910
Corycaeus furcifer CLAUS, 1863
Corycaeus rostrata CLAUS, 1863

Nell'ambito della stessa categoria di organismi, risulta interessante osservare come *Sprattus sprattus* (L.) venga limitato, nella sua dispersione verso sud, proprio in questa area (a causa degli aumentati valori medi di temperatura e salinità), mentre viceversa *Sardinella aurita* Valenciennes preferisca limitare la sua distribuzione verso nord in prossimità del Gargano (in particolare nei mesi freddi).

Le specie massive pelagiche, *Sardina pilchardus* (Walbaum) ed *Engraulis encrasicolus* (L.), al contrario si riproducono in tutta l'area e in particolare nel Golfo di Manfredonia che, nei mesi autunnali - invernali, si trasforma in una vera nursery con massiva presenza di forme giovanili (bianchetto) (Ungaro *et al.*, 1994).

Nella stessa area adriatica meridionale un ruolo importante viene svolto dai grandi pelagici; scombridi, xiphidi e selaci nectonici sono presenti con numerose specie, gran parte delle quali in detta area si riproduce, ad eccezione degli xiphidi che, pur massicciamente presenti per più mesi nell'arco dell'anno, non annoverano il Basso Adriatico tra le aree di riproduzione (De Ruggieri *et al.*, 1997). In particolare, sempre a riguardo la distribuzione e le migrazioni di tali specie pelagiche, è importante segnalare la presenza di aree di concentrazione (e di pesca) in riferimento a *Thunnus alalunga* (Bonnaterre) (Pastorelli *et al.*, 1997), come si

rinviene in aree ioniche e non nel restante bacino Adriatico (AA. VV., 1996)

Anche i cetacei sono frequenti abitatori di queste acque; tra gli odontoceti si rinviene con una certa frequenza *Stenella coeruleoalba* (Meyen), abbondante nella zona più meridionale (Rositani *et al.,* 1997), mentre *Tursiops truncatus* (Montagu) si distribuisce, in acque neritiche, da Bari fino al Gargano e, come noto, in tutto l'Adriatico. Più rare le specie *Grampus griseus* (Cuvier) e *Ziphius cavirostris* Cuvier, occasionale il misticete *Balaenoptera physalus* (L.).

Sono altresì frequenti le tartarughe della specie *Caretta caretta* (L.), e occasionalmente *Chelonia mydas* (L.) e *Dermochelys coriacea* (Vandelli) (Rositani *et al.,* 1998).

La limitazione di distribuzione, operata dal variare delle condizioni ambientali e/o geomorfologiche, si osserva anche per gli invertebrati nectonici; infatti il crostaceo decapode *Aristeus antennatus* (Risso), frequente nello Ionio, nell'area in esame risulta raro o poco frequente, ed in ogni caso limitato all'area più meridionale (D'Onghia *et al.,* 1997) (Fig. 2).

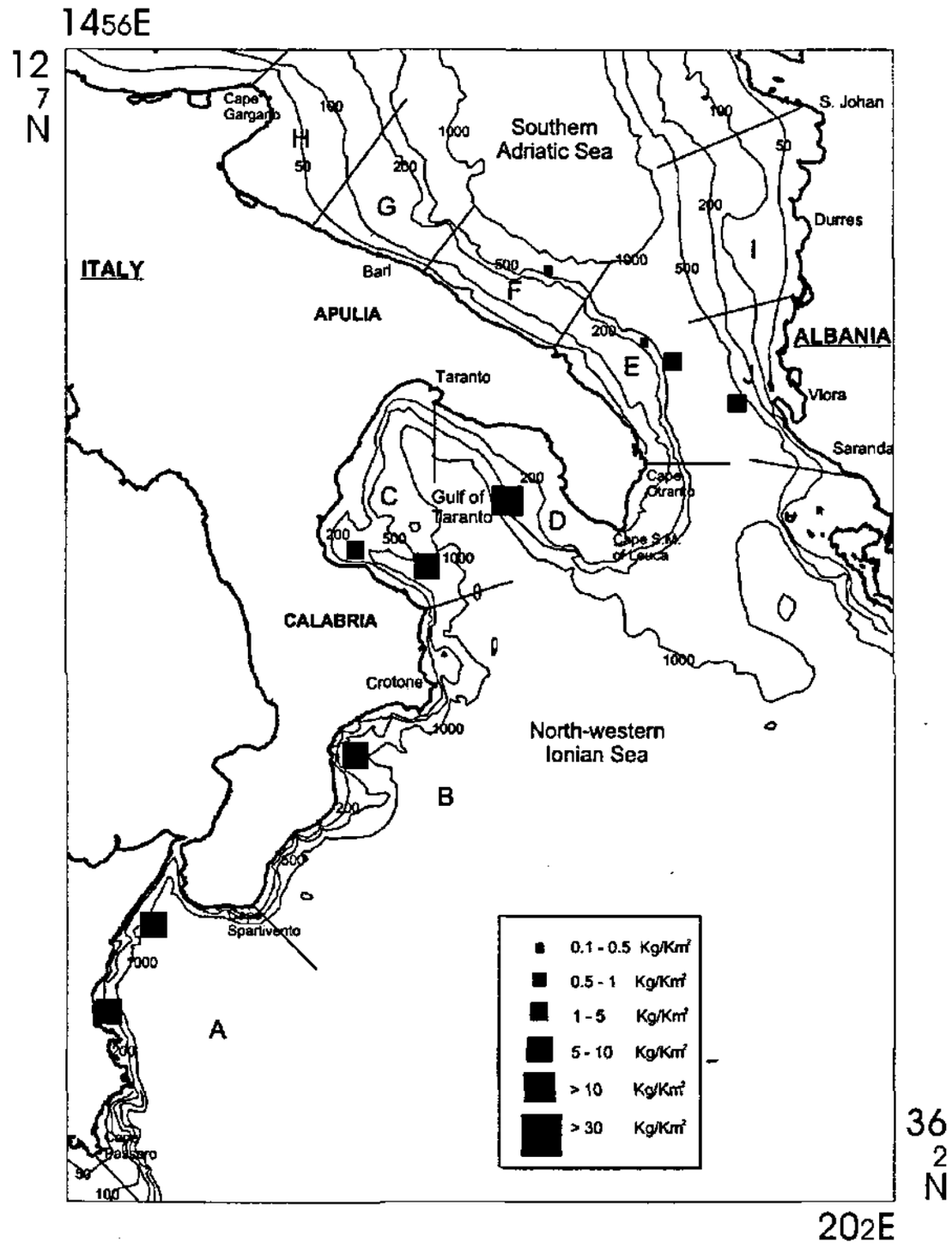


Fig. 2 - Distribuzione e biomassa relativa di *Aristeus antennatus* nelle acque adriatico-ioniche (da D'Onghia *et al.,* 1997).
Distribution and relative biomass of *Aristeus antennatus* in the adriatic-ionic waters (from D'Onghia *et al.,* 1997).

La composizione della taxocenosi a cefalopodi è piuttosto affine a quella ionica settentrionale (Bello, 1990).

Di recente infatti è stato osservato (Bello, 1997) che alcune specie di mare aperto come il sepiolide *Heteroteuthis dispar* (Rüppell), i teutoidei *Histioteuthis reversa* (Verrill) e *Histioteuthis bonnellii* (Férussac), nonchè *Todarodes sagittatus* (Lamarck), ritenuti rari in Adriatico nella letteratura di qualche anno fa (Gamulin-

Brida e Ilijanic, 1972), sono piuttosto abbondanti nell'area. E' stata anche riscontata la presenza dei cefalopodi pelagici *Abralia verany* (Rüppell), *Ancistrocheirus lesueurii* (d'Orbigny), *Brachioteuthis riisei* (Seenstrup), *Thysanoteuthis rhombus* Troschel, *Onychoteuthis banksii* (Leach), *Ancistroteuthis lichtensteinii* (Férussac) e *Chiroteuthis veranii* (Férussac) nonché tutte e tre le specie di ottopodi olopelagici (*Argonauta argo* L., *Ocythoe tuberculata* Rafinesque e *Tremoctopus violaceus* delle Chiaje) (Bello, 1997).

Le indagini svolte dal 1984 hanno messo in evidenza che la fauna ittica demersale presente nell'area risulta qualitativamente simile a quella dei bacini limitrofi, con alcune eccezioni (Bello e Rizzi, 1988). Rispetto al resto dell'Adriatico, si può osservare che *Merlangius merlangus euxinus* (Nordmann) trova nelle acque pugliesi il limite di diffusione a sud, tanto che non si rinviene nelle acque salentine (Ungaro *et al.*, 1995).

Altra sensibile diversificazione si osserva per i crostacei demersali o nectobentonci che mostrano una distribuzione quali-quantitativa diversificata tra Adriatico meridionale e Ionio.

Infatti le aree adriatiche pugliesi risultano molto più popolate da *Nephrops norvegicus* (L.), che peraltro si rinviene soprattutto da 80 - 400 m di profondità (nel restante Adriatico è già presente a 20-30 m), rispetto allo Ionio, bacino in cui la frequenza maggiore si ricontra a partire da profondità superiori ai 200 m (D'Onghia *et al.*, op. cit.).

Per quanto attiene il depauperamento delle risorse demersali legato probabilmente all'azione di pesca, si è osservato che i popolamenti di raiformi e selaci bentonici oggi risultano molto modesti, spesso rari e occasionali, se confrontati con i dati relativi ad altri periodi od ad aree attigue (Ungaro *et al.*, 1996).

Si è anche osservata tra le due sponde (orientale ed occidentale) una maggiore biodiversità per le acque albanesi, riferita alle singole stazioni di prelievo, nonchè una complessiva maggiore abbondanza di peneidi, come nel caso di *Parapenaeus longirostris* (H. Lucas) (Bertrand, 1996).

Dette ricerche hanno altresì permesso di meglio conoscere le comunità di macroinvertebrati dei fondi strascicabili (Marano *et al.*, 1989; Vaccarella *et al.*, 1992). Si sono rinvenuti infatti tanatocenosi poco frequenti a *Gryphus vitreus* (Born) e specie finora ritenute rare quali il mollusco gasteropode *Argobuccinum olearium* (L.) (alla profondità di oltre 600 m), e l'echinoderma asteroideo *Sclerasterias neglecta* (Perrier) su fondali a circa 200 metri di profondità (Ungaro, 1995).

La complessa morfologia della piattaforma costiera pugliese, e le generali condizioni idro-geologiche, si riflettono nella ricchezza e varietà dei popolamenti bentonici presenti sui fondali della platea (prevalentemente in riferimento alle aree più superficiali) (Bedulli *et al.*, 1986). Nella zona tuttavia si possono riconoscere due settori bionomici fondamentali, il litorale a nord di Barletta e la penisola Salentina (Fig. 3).

Il primo settore presenta nel complesso caratteristiche simili all'area medio-adriatica, con coste basse pianeggianti, fondali quasi esclusivamente sedimentari, degrado lento verso il largo, caratteristiche mesotrofiche delle acque costiere.

Questa è l'area infatti dove si rinviene la biocenosi delle SFBC (Pérès e Picard, 1964), con dominanza del mollusco bivalve *Chamelea gallina* (L.) e

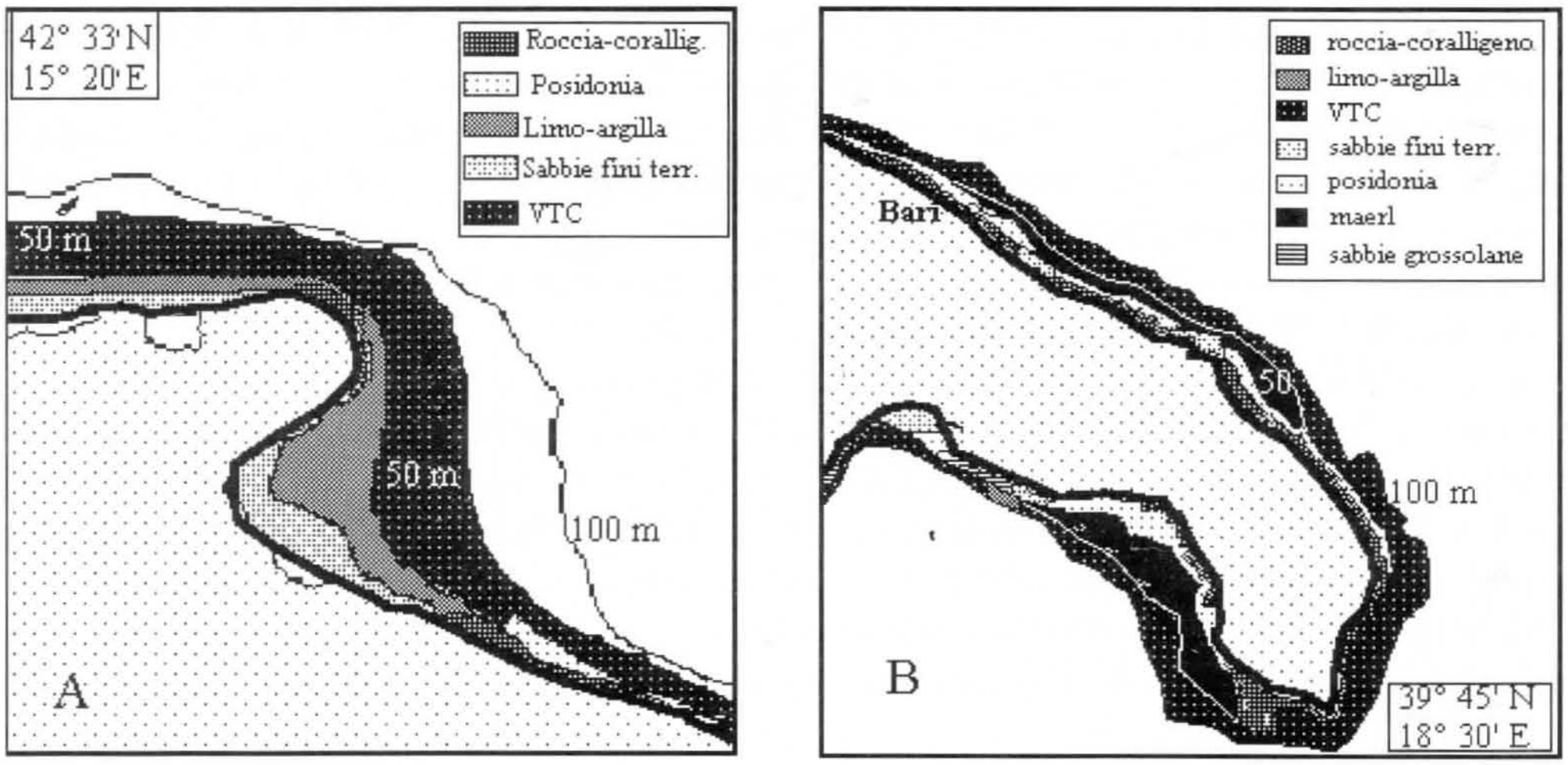


Fig. 3 - Principali comunità delle coste pugliesi; A = area nord, B = area sud (modificato da Bedulli *et al.*, 1986).
Main communities of Apulian coasts; A = north area, B = south area (modified from Bedulli *et al.*, 1986).

dell'anellide polichete *Owenia fusiformis* delle Chiaje, insieme alle altre comunità tipiche dei fondi infralitorali incoerenti non vegetati (Vaccarella *et al.*, 1985) (Fig. 4).

Le coste a sud di Bari e verso il Salento si differenziano per la presenza di una maggiore varietà di morfotipi e dei profili costieri; per tale motivo si riscon-

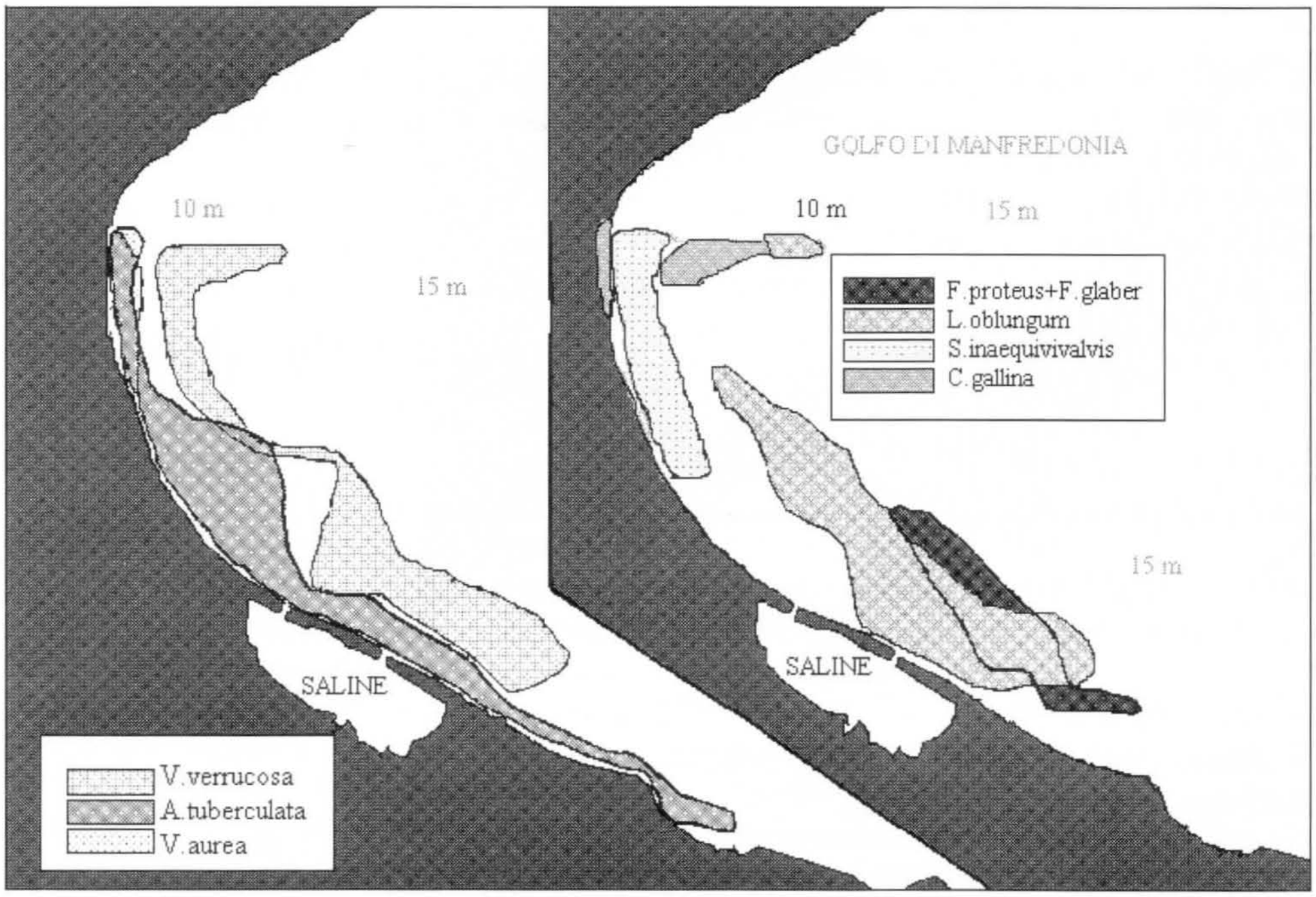


Fig. 4 - Distribuzione dei banchi di bivalvi nel Golfo di Manfredonia.
Clams beds distribution in Manfredonia Gulf.

tra un numero elevato di comunità e biocenosi. Le comunità dei fondi rocciosi acquistano notevole importanza; il coralligeno in particolare si presenta con aspetti estremamente peculiari. In ambiente di falesia rocciosa sommersa si sviluppa, in alcuni casi già dai 10-15 metri di profondità, un rigoglioso popolamento animale ascrivibile a un coralligeno d'orizzonte superiore dove gli elementi dominanti sono i poriferi del genere *Axinella,* che sostituisce la corrispondente facies a gorgonacei del mediterraneo occidentale. Lo stesso dicasi per il coralligeno di piattaforma che eccezionalmente in queste aree si riscontra già a partire da 10 metri di profondità, specie nel litorale barese (Sarà, 1967; Sarà, 1968). Un'altra comunità di estrema importanza presente nell'area, legata al coralligeno nella serie evolutiva, è quella dei fondi a maërl. Inoltre restano abbastanza estese (fortunatamente) le praterie di posidonia nelle zone di Bari e Brindisi.

Al largo di tali menzionate formazioni e comunità si estende la biocenosi dei fanghi terrigeni costieri (VTC) nei suoi aspetti tipici mediterranei (Pérès e Picard, op. cit.).

Di rilievo inoltre può considerarsi il rinvenimento, nel piano infralitorale di facies a sabbia grossolana conchifera, del *Branchiostoma lanceolatum* (Pallas) (distribuito quasi uniformemente lungo tutte le coste pugliesi).

Particolare interesse ancora riveste la limitazione geo-ecologica, nell'area interessata dal Canale, per alcune specie ittiche costiere (termofile) quali *Thalassoma pavo* (L.), *Epinephelus aeneus* (Geoffroy St.-Hilaire), *Epinephelus alexandrinus* (Valenciennes), *Epinephelus caninus* (Valenciennes) e *Mycteroperca rubra* (Bloch), le quali sono presenti nell'attiguo bacino ionico ma praticamente assenti in Adriatico, almeno per quanto riguarda la costa italiana (salvo periodi caratterizzati da fenomeni climatici particolari) (Fig. 5).

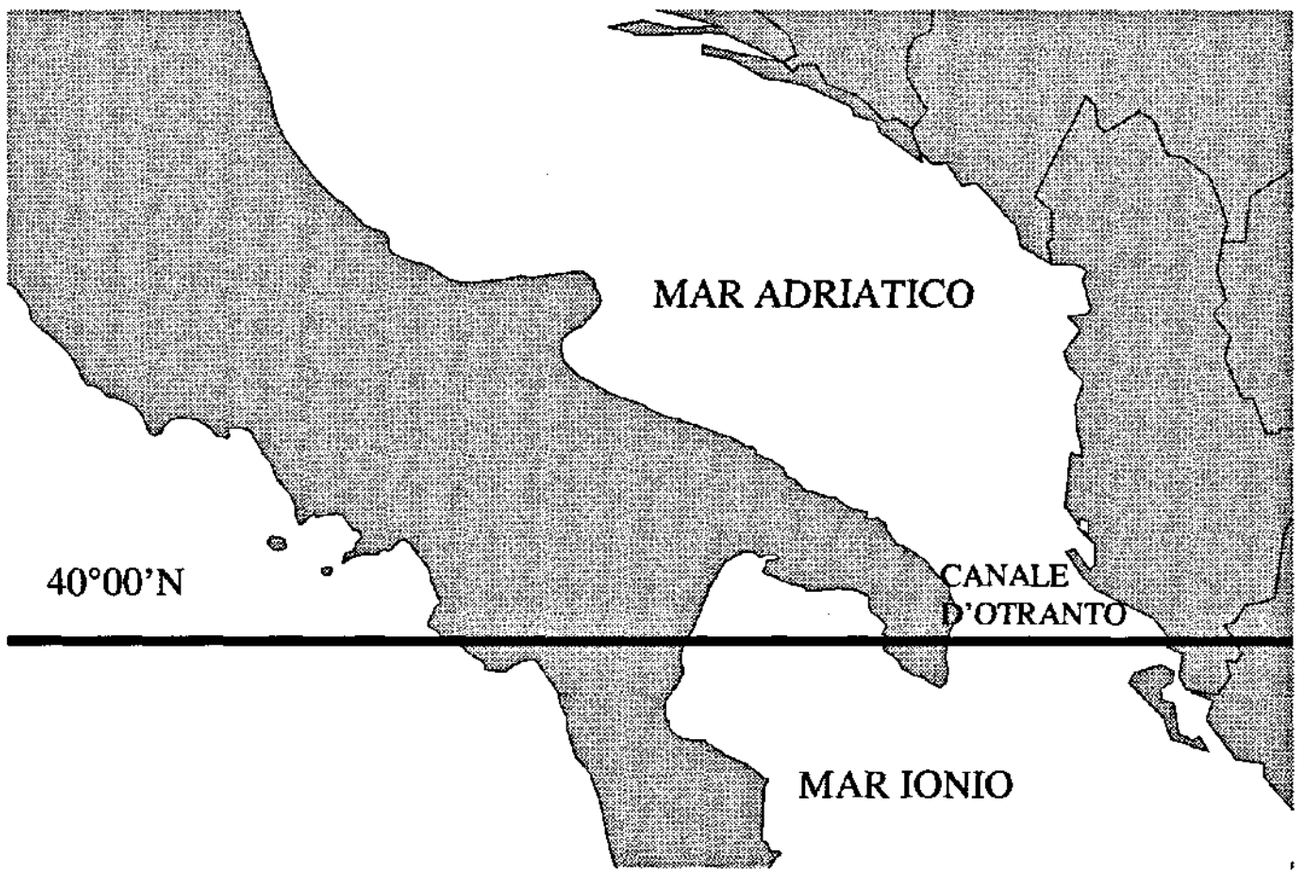


Fig. 5 - Limiti geografici per la distribuzione, in Adriatico, di alcune specie ittiche costiere.
Geographic boundaries for the Adriatic distribution of some coastal ichthyc species.

Specie costiere limitate dal 40° Parallelo Nord in Adriatico:

\+ *Thalassoma pavo* Linnaeus, 1758
\+ *Epinephelus alexandrinus* (Valenciennes,1828)
\+ *Epinephelus caninus* (Valenciennes, 1843)
++ *Epinephelus aeneus* (Geoffray St. Hilarie, 1809)
++ *Mycteroperca rubra* (Bloch, 1793)

(++ ≐ distribuzione fortemente limitata; + = distribuzione moderatamente limitata).

Summary

Sea channels realise the communication of basins that, although close, often present quite different thalassographic features.

The change of environmental parameters, due to body of waters re-mixing, conditions species and communities distribution so the straits often become ecological transition area.

Otranto Channel for its peculiar geographic position, represents an high interesting area for the above mentioned reasons.

In fact it connects the Adriatic Sea, a notably eutrophic basin, with particular environmental aspects (relevant thermal and saline variations) and the Ionian Sea with more warm and saline waters.

Phytoplanktonic biomass denotes a sensitive reduction in the Channel with respect the Middle and Northern Adriatic Sea; furthermore, algal blooms phenomena are negligible. Zooplankton exhibits a low biomass values (with respect the same above mentioned basins), with a more pronounced biodiversity.

Otranto Channel proper oceanographic characteristics regulate the distribution of some species; for example teleostean as *Sprattus sprattus* (L.) and *Merlangius merlangus exinus* (Nordmann) finding its distribution limit Southwards, while *Sardinella aurita* Valenciennes limiting its presence Northwards, near Gargano Promontory, especially during the cold season. Besides, other coastal teleosteans like *Thalassoma pavo* (L.), *Epinephelus aeneus* (Geoffroy St-Hilaire), *Epinephelus alexandrinus* (Valenciennes), *Epinephelus caninus* (Valenciennes) and *Mycteroperca rubra* (Bloch) seem to be limited by 40° North Parallel with regard to Northwards Adriatic distribution.

Ringraziamenti

Si ringrazia la Dr.ssa C. A. Marano per la collaborazione offerta nell'elaborazione della parte grafica.

Bibliografia

AA.VV. (1972) - *Il mare. Grande Enciclopedia Illustrata.* Ist. Geog. De Agostini Eds., Novara, **6**: 320 pp.

AA.VV. (1994) - *Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. Rapporto 1993.* Ass.rato Progr. Pianif. e Ambiente, Servizio controllo e tutela ambientale: 3-211.

AA.VV. (1996) - *Synopsis* Thunnus alalunga *Bonnaterre 1788. M.R.A.A.F., Roma*: 72 pp.

BEDULLI D., BIANCHI C. N., ZURLINI G., MORRI C. (1986) - Caratterizzazione biocenotica e strutturale del macrobenthos delle coste pugliesi. *ENEA, Indagine amb. sistema marino costiero della regione Puglia*: 227-255.

BELLO G. (1990) - The cephalopod fauna of the Adriatic. *Acta Adriat.*, **31** (1/2): 275-291.

BELLO G. (1997) - Teuthophagous predators as collectors of oceanic cephalopods: the case of the Adriatic Sea. *Boll. Malacol.*, **32**.

BELLO G., RIZZI E. (1988) - I teleostei raccolti nell'Adriatico meridionale nelle campagne sperimentali di pesca a strascico 1985-87. *Quad. Ist. Ric. Pesca Marit.*, **5** (1): 77-90.

BERTRAND J. (1996) - Campagne internationale de chalutage démersal en Méditérranée (MEDITS). Campagne 1996. *Rapport Final. Rapport de Contrat CEE-IFREMER-IEO-SIBM -NCMR,* **2** (biological report): 1-88 (+ annessi).

CARDELLICCHIO N., GERACI S., CAVALLO R.A., ANNICHIARICO C., LEONE G., MARRA C., RAGONE P., CAROPPO C., SBENAGLIA E. (1993) - Monitoraggio acque costiere pugliesi: 1992/1993. *Rapp. Tecn. n° 38/ISTTA/CNR*: 69 pp.

CASAVOLA N., MARANO G, DE MARTINO L., SARACINO C. (1985) - Caratteristiche oceanografiche del Basso Adriatico: nutrienti e batteri eterotrofi. *Oebalia,* **11** (3) N. S.: 871-873.

CASAVOLA N., MARANO G, FURLAN L., SPECCHI M., PICCINETTI C., PICCINETTI-MANFRIN G (1986) - Consideration sur la distribution des Clupeiformes *Engraulis encrasicholus* et *Sardina pilchardus* en Adriatique. *FAO Fish. Rep.*, **345**: 153-155.

CASAVOLA N., MARTINO G., HAJDERI E. (1995) - Caratteristiche trofiche delle acque del Basso Adriatico. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 573-574.

D'ONGHIA G., MAIORANO P., BASANISI M., UNGARO N., MARSAN R., OSMANI K. (1997) - Preliminary geographic characterization of the catch of *Aristeus antennatus, Aristaeomorpha foliacea, Parapenaeus longirostris* and *Nephrops norvegicus* from the middle-eastern Mediterranean Sea. *FAO Fish. Rep.*, **553** (Suppl.).

DE RUGGIERI P., VLORA A., PASTORELLI A. M., MARANO G. (1997) - *Thunnus alalunga* (Osteichthyes, Scombridae): ritrovamento di larve nell'Adriatico meridionale. *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 591-593.

FABBRI A., GALLIGNANI P. (1972) - Ricerche geomorfologiche e sedimentologiche nell'Adriatico meridionale. *Giornale di Geologia*, **38** (2): 453-485.

GAMULIN-BRIDA H., ILIJANIC V. (1972) - Contribution à la connaissance des Céphalopodes de l'Adriatique. *Acta Adriatica*, **14** (6)**:** 12 pp.

HAJDERI E., CASAVOLA N., MARANO G. (1992) - Distribuzione estiva dei cladoceri nell'Adriatico Meridionale. *Oebalia,* suppl. **17**: 363-364.

HAJDERI E., CASAVOLA N., MARANO G. (1994) - Indagini preliminari sui copepodi nel Canale d'Otranto. *Biol. Mar. Medit.*, **1** (1): 113-118.

LEDER N., SMIRCIC A., GRZETIC Z. (1995) - Seasonal variability of dynamical and Thermohaline properties in the Otranto Strait area - 1989/1990. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **34**: 187.

MARANO G., CASAVOLA N., HAJDERI E., MARTINO G. (1991) - Composizione e distribuzione della biomassa zooplanctonica nell'Adriatico Meridionale. *Nova Thalassia,* **10** (Suppl. 1): 195-202.

MARANO G., UNGARO N., VACCARELLA R. (1989) - Nota preliminare sulle comunità di macroinvertebrati dei fondi strascicabili dell'Adriatico pugliese. *Thalassia Salentina,* **19**: 1-19.

PASTORELLI A.M., MARANO G., ROSITANI L., DE ZIO V., UNGARO N. (1997) - Occasional catches of *Thunnus thynnus* (L.) during swordfish and albacore long line fishery in southern adriatic areas. *FAO Fish. Rep.*, **553** (Suppl.).

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditérranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, **31** (47): 1-137.

PIGORINI B. (1968) - Sources and dispersion of recent sediments of the Adriatic Sea. *Marine Geol.*, **6**: 187-229.

RIZZI E., PAPARELLA P., MARANO G., MARTINO G. (1994) - Popolamenti fitoplanctonici nell'Adriatico meridionale. *Biol. Mar. Medit.*, **1** (1)**:** 195-199.

ROSITANI L., DE ZIO V., PASTORELLI A. M, VLORA A. (1998) - Rinvenimenti di tartarughe marine lungo le coste pugliesi 1978-1997. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (1): 840-843.

ROSITANI L., UNGARO N., VENEZIANI R. (1997) - Dati preliminari per lo studio della determinazione dell'età di *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1883) nell'Adriatico meridionale. *Biol. Mar. Medit.,* **4** (1): 557-560.

SARÀ' M. (1967) - Ricerche sul coralligeno di piattaforma pugliese. *Boll. Zool.*

SARÀ' M. (1968) - Un coralligeno di piattaforma (Coralligéne de plateau) lungo il litorale pugliese. *Arch. Ocean. Limn.,* **15** (Suppl.).

TADOLINI T., ZANFRAMUNDO P. (1989) - Cost assessment in relation to ground water withdrawal in Apulia (Southern Italy). *Suolosottosuolo*, **1** (Congress Proceedings): 561-568.

UNGARO N. (1995) - Gli echinodermi dei fondi strascicabili dell'Adriatico Pugliese. *Biol. Mar. Medit.,* **2** (2): 427-429.

UNGARO N., CASAVOLA N., MARANO G., RIZZI E. (1994) - "Bianchetto" and "Rossetto" fisheries fry in the Manfredonia Gulf: effort exerted and catch composition. *Oebalia,* **20**: 99-106.

UNGARO N., MARANO G., PICCINETTI C. (1995) - Adriatic, Black Sea: the whiting doubt. *Cybium*, **19** (3): 311-315.

UNGARO N., MARANO G., RIZZI E., MARZANO M.C. (1996) - Demersal *Squaliformes* and *Rajiformes* in the South-Western Adriatic Sea: trawl-surveys 1985-1994. *FAO Fish. Rep.*, **533** (Suppl.): 87-96.

VACCARELLA R., MARANO G., PASTORELLI A.M. (1985) - Valutazione e distribuzione dei banchi a bivalvi nel Golfo di Manfredonia. *Nova Thalassia*, 7 (suppl. 3): 361-366.

VACCARELLA R., MARANO G., PICCINETTI MANFRIN G., RIZZI E., UNGARO N. (1992) - Nota su alcuni fondi strascicabili epi e meso batiali dell'Adriatico pugliese. *Oebalia*, Suppl. **17**: 109-116.

VENIALE F., SOGGETTI F., SANTAGOSTINO C. (1977) - La distribuzione dei minerali argillosi nei sedimenti di fondo del Mare Adriatico: II - "Mesofossa" e "Fossa" centromeridionali. *Geol. Appl. Idrogeol.*, **12** (2): 287-297.

VIEL M., DAMIANI V., SETTI M. (1986) - Caratteristiche granulometriche e composizione mineralogica dei sedimenti della piattaforma pugliese. *ENEA, Indagine amb. sistema marino costiero della regione Puglia*: 127-147.

VILICIC D., LEDER N., GRZETIC Z., JASPRICA N. (1995) - Phytoplankton and oceanographic conditions in the strait of Otranto (Eastern Mediterranean). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **34**: 218.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 12-26

V. ZUPO, M. G. MAZZOCCHI*

Stazione Zoologica "A. Dohrn" di Napoli - Laboratorio di Ecologia del Benthos - 80077 Ischia, Italy.
*Laboratorio di Oceanografia Biologica.

NEW PERSPECTIVES IN THE INVESTIGATION OF FOOD WEBS IN BENTHIC AND PLANKTONIC COASTAL ECOSYSTEMS

NUOVE PROSPETTIVE NELLO STUDIO DELLE RETI TROFICHE IN SISTEMI COSTIERI BENTONICI E PLANCTONICI

Abstract

The main technical approaches to the study of food webs and the main questions addressed in this field are discussed in the present paper. Data from literature were compared to obtain a general model of exchange between the benthic and plankton planctonic systems. Some proposals based on close interactions among different ecological disciplines were suggested as an operative trade-off.

Key-words: food web, coastal, benthos, plankton, model.

Introduction

Investigations on food web structures and energy fluxes in marine environments represent holistic approaches in studies aimed at the comprehension of the mechanisms which control the functioning of ecosystems as well as their dynamics and evolution. Both the autoecological and synecological aspects of the research on food webs have been widely debated during the last 20 years. The methodological tools (Deb, 1997), the possibility to obtain realistic models of ecosystems (Bonomi, 1985), and the effectiveness of the food web approaches (Polis, 1991) were among the most questioned topics.

Synecological studies on energetics were prompted by the International Biological Programme (IBP, 1964-1974), which represented the first large collaborative effort aimed at determining the productivity of all the major ecosystems. In the frame of IBP, a major effort was undertaken to define and measure all the variables necessary to develop a complete ecological model including trophic interactions and energy fluxes. At its end the IBP, theoretically based on Lindeman's concept of trophic levels, showed its failure (Cousins, 1985).

On the other hand, the procedures proper of autoecology lead to investigate the species from a thermodynamic point of view and to clarify interesting adaptive mechanisms. Also this approach showed its limits in the last years, when new concepts from the information theory (e.g., "emergetics", Odum, 1988) were introduced for a better understanding of the ecosystem's complexity and interactions (Jorgensen *et al.*, 1992).

An analysis of the results obtained to date in the specific field of marine ecology indicated that, in spite of the large amount of information produced, few results allowed real advancement in our knowledge of coastal ecosystem dynamics. One of the major problems is represented by differences in the investigation strategies which produced many non comparable data, scarcely useful in contributing to a generalised model of coastal ecosystems.

In the present paper, some of the main aspects addressed in this field, as well as the main technical approaches and their limits, will be discussed. Some proposals

based on close interactions among different ecological disciplines are suggested for a comprehensive analysis of food webs in coastal ecosystems.

Methods

During the last two decades, several papers dealing with trophic relationships among marine organisms have been published (Table 1).

Table 1 - Papers published from 1966 to 1988 concerning the feeding of marine organisms (Source: ASFA Catalogues).
Studi pubblicati dal 1966 al 1988, riguardanti l'alimentazione di organismi marini (Fonte: cataloghi ASFA).

Field of investigation	Number of papers	% on total
Feeding	24 897	100
Food webs	858	3.45
Feeding groups	45	0.18
Energy budgets	709	2.85
Energetics	530	2.13
Mesocosms	317	1.27

However, among the fertile production on feeding, only 3.4% of papers took food webs into account, 2.8% referred to energy budgets and, among these latter, 74.7% actually addressed energetics. These data demonstrate that, besides a generalised interest in the trophic relationships among marine organisms, only a few papers contribute actual information in these fields.

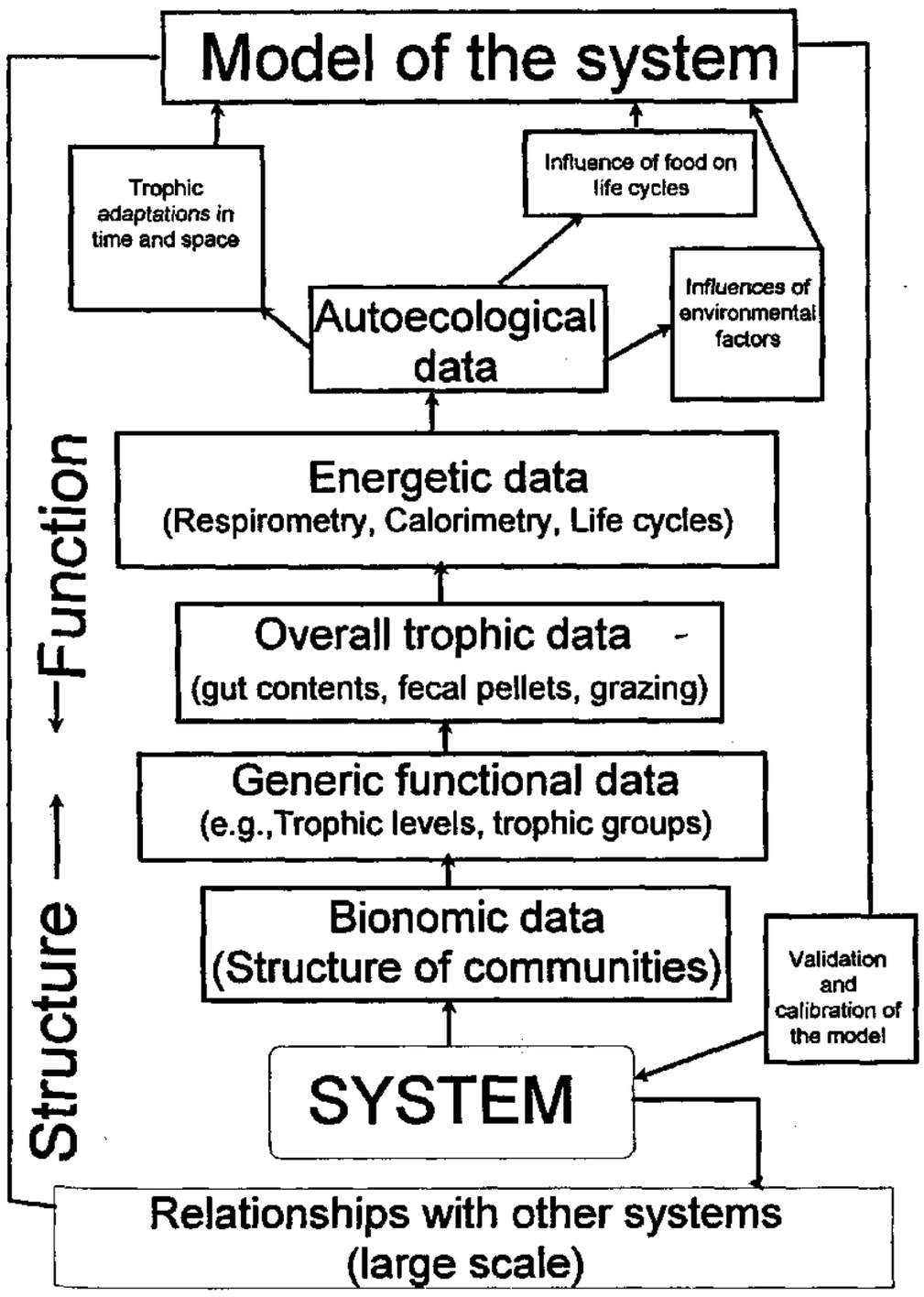


Fig. 1 - Flow-chart of the techniques allowing a complete investigaton of food webs in coastal systems.
Schema delle tecniche che permettono uno studio completo delle reti trofiche in sistemi costieri.

Community structure

The study of the trophic relationships in a natural system needs preliminary and exhaustive information on its community structure (Fig. 1). All the compartments of the system should be taken into account, considering both the dimensional (e.g., micro- to macrofauna) and functional (e.g., detritivorous to carnivore predators) aspects (Nelson

& Nelson, 1993; Pace *et al.*, 1984). The disregard of some components (often due to some artificial but established partitioning in ecological disciplines) may mislead in interpreting the dynamics of ecosystems (Martinez, 1991).

This is the case, for example, of microbial components whose importance in planktonic systems has been repeatedly assessed (Azam *et al.*, 1983; Fenchel, 1988 among others) and of planktonic larvae of benthic organisms, which represent a consistent fraction of zooplankton communities in some seasons, notwithstanding their basic role as a link between the planktonic and benthic food webs is generally neglected (Fig. 2).

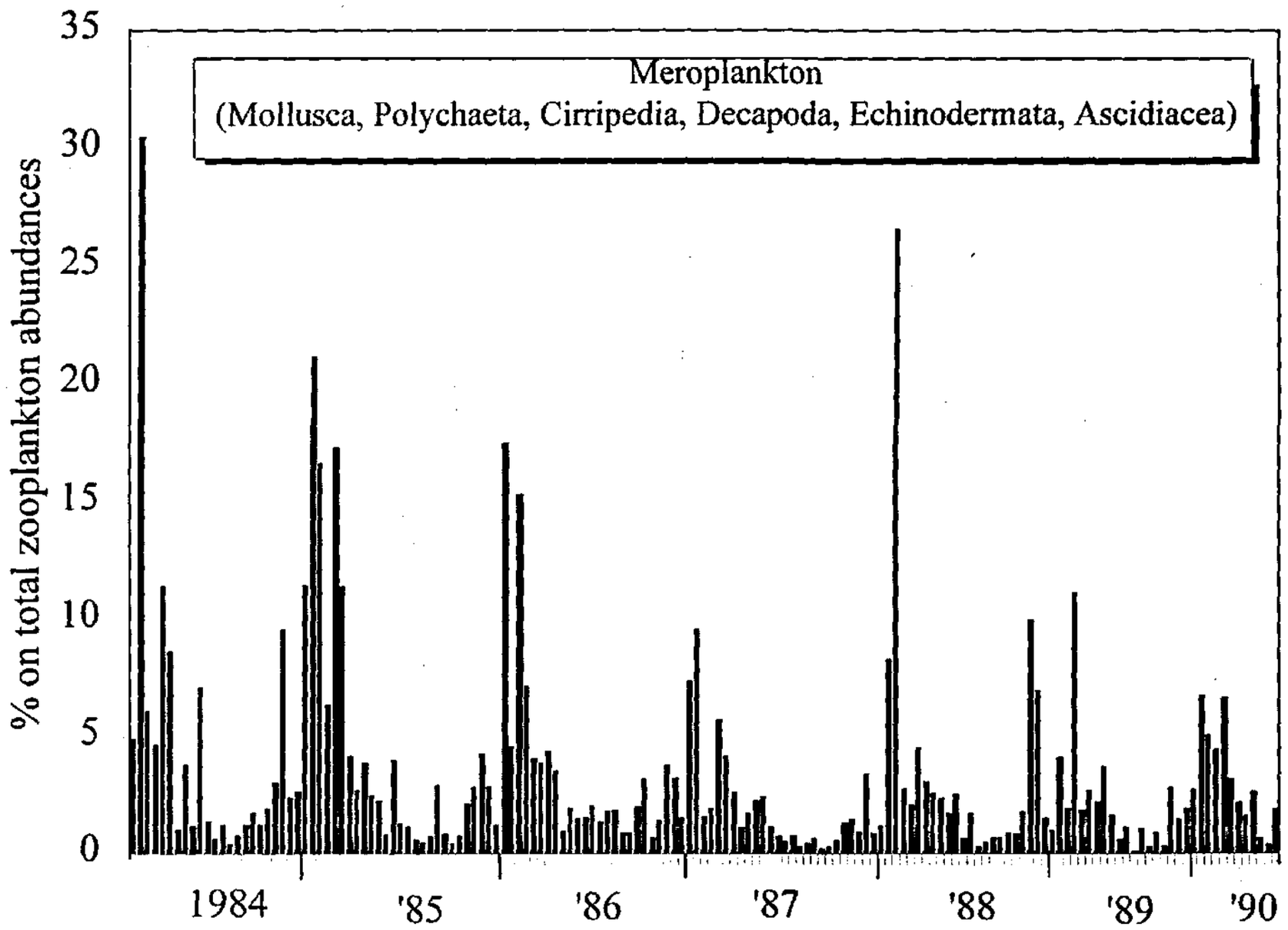


Fig. 2 - Relative importance (%) of larvae of benthic organisms on total zooplankton abundances during a long-time series of sampling at a fixed coastal station (St. MC) in the Gulf of Naples.

Abbondanza percentuale di larve di organismi bentonici sul totale dello zooplancton durante una serie temporale di campionamenti ad una stazione fissa costiera (St. MC) nel Golfo di Napoli.

Functional relationships

The description of communities through functional compartments (Elton, 1927; Thieneman, 1926) reached largest diffusion through the concept of "trophic level" (Lindeman, 1942), developed by a generation of famous ecologists (Hutchinson, 1959; Longhurst, 1985a, b; Odum, 1957; Slobodkin, 1960, 1962). However, the trophic level approach has been widely criticised (Cousins, 1985, 1987) and even recently considered inappropriate for marine plankton (Turner & Roff, 1993). The attempts to allocate organisms in trophic levels are counteracted by omnivory, mixotrophy, conspecific cannibalism, changes of diet during the life cycle of the species or according to variability in space and time of the

species distribution. Trophic levels are not applicable to the real world (Cousins, 1985).

Several structural and functional parameters have been proposed to synthetically describe the communities and trace the energy fluxes in marine systems with the intent to overcome the reductionism of autoecological studies or the inaccuracy of holistic representations. Some functional concepts, such as the trophic guild (Root, 1967) and the trophospecies (Turner & Roff, 1993) have been specifically proposed to replace the trophic level concept. Lastly, the use of "feeding indices" based on size and type of prey was proposed (Zupo, 1993), to classify species in homogeneous trophic groups, to avoid the experimental errors due to a generalised use of feeding guilds.

Energetic models

An accurate and complete analysis of the trophic functions of each species (characterisation of the diet during the life cycle, assimilation efficiency, energy budgets) is sufficient to construct realistic models of a system (Fig. 1). Computing the energy budget equations requires a huge amount of experimental and field work. For each species (and developmental stage), ingestion, respiration, production, defecation and reproduction effort should be measured (Fig. 1). Moreover, the complexity of ecosystems cannot be reduced to simple energetic relationships (Nelson & Nelson, 1993) and the whole information produced cannot lead to an integrated, holistic approach to the ecosystem, whose application still exhibits hard operative problems (Paine, 1988; Polis, 1991). In studies on zooplankton, for example, different aspects of feeding processes have been analysed in common species, mainly copepods. The diet has been qualitatively characterised through analyses of fecal pellet content (Turner, 1991), while feeding parameters (clearance and ingestion rates) have been quantified during incubation experiments (Atkinson, 1994; Bartram, 1981) or through recording of individual performances (Paffenhöfer *et al.*, 1995; Paffenhöfer & Lewis, 1990). Much less numerous are the studies at the community level. The trophic parameters within communities are never applied to all species, but often to the numerically dominant ones or to size fractions (Dam *et al.*, 1993; Morales *et al.*, 1991). Information on total zooplankton diet is produced through fluorescence analysis of their gut content; when HPLC analyses are performed, not only the total amount of food intake is measured, but also the phyto- or microzooplankton groups preferentially ingested are identified (Bakker *et al.*, 1985; Kiørboe *et al.*, 1985; Kleppel & Pieper, 1984). A synthetic parameter giving information on the prevailing diet (animal or plant) in zooplankton organisms is also the metabolic Oxygen/Nitrogen ratio allowing the evaluation of the general trophic path in the communities (Van Wambeke *et al.*, 1996).

Relationships among systems

When the whole system is examined, it is important to establish its limits and evaluate the fluxes from and towards other systems. Moreover, data on the community structure should be related to space and time (Pace *et al.*, 1984), to avoid the misinterpretations due to extrapolation of results to different conditions (Walters *et al.*, 1980). Long time series show variations in abundance and composition of the communities that should be interpreted also in the frame of food webs (Mazzocchi & Ribera d'Alcalà, 1995). A practical limit of studies at

the community level is represented by the difficulty in evaluating each energetic transfer, from a species to another, in time and space. The common assumption that all links have the same value can lead to paradoxal results (Polis, 1991), represented by a large number of trophic links with apparently high efficiency of transfer (Martinez, 1991).

Towards new ecological descriptors

Ecosystems are dissipative systems for energy, matter and information (they are, therefore, enthropic), but they demonstrate self-organisation, resisting to gradients of enthropic decay, to produce new configurations (Jorgensen *et al.*, 1992). Ecosystems can acquire matter, energy and information against the dissipative forces (Prigogine, 1980) and their internal transformations cannot be traced only by means of the classical thermodynamic laws. The entropy decrease in the system may be expressed as "exergy" (quantity of organisation). Moreover, ecosystems develop mechanisms reinforcing the use of energy and it is necessary to use new parameters to describe food webs, distinguishing the "transformity" (quantity of energy of one type necessary to produce one unit of a different type) from the "emergy" (energy x transformity; Odum, 1988).

Discussion

Trophic adaptations

Species may still be considered as the most informative units in ecological studies. However, the concept that we should take into account in the next years is that species are variable in space and time. The occurrence of species and their trophic habits depend among other factors, on variations of environmental resources (Deb, 1995). Species adapt to the environment according to mechanisms that we may define "Darwinian" and "Lamarkian". In the first case, the species "disappear" from the system when their prey are absent, e.g., forming resting stages or moving to other systems, or synchronising their life cycles to resource availability. The benthic decapod *Hippolyte inermis*, for example, shows a reproductive cycle synchronised to the cycle of plant epiphytes of *P. oceanica* (Zupo, 1994; Fig. 3).

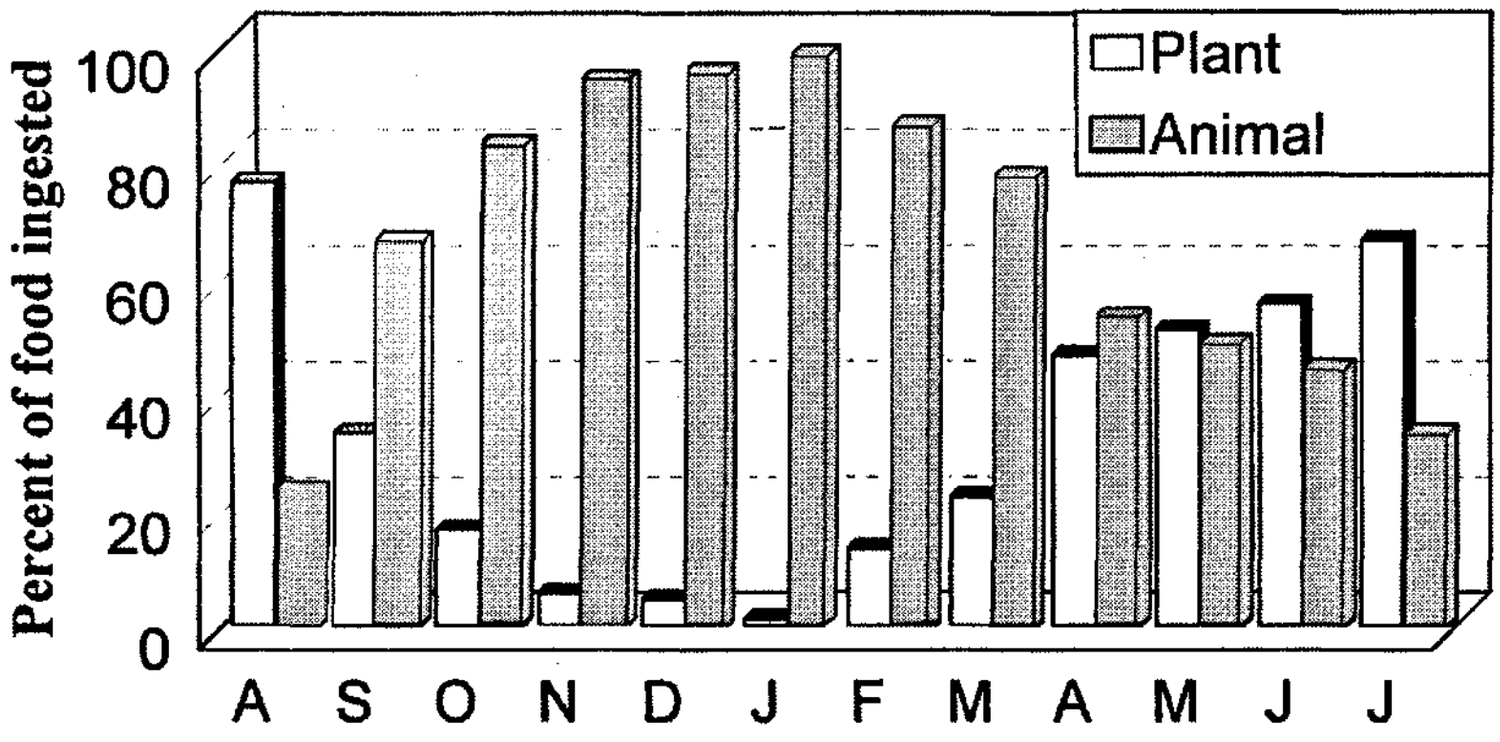


Fig. 3 - Plant and animal items (as %) in the diet of *Hippolyte inermis* (Crustacea: Decapoda).
Prede animali e vegetali (percentuali) nella dieta di *Hippolyte inermis* (Crustacea: Decapoda).

In the second case, species adapt their diet to prey abundance. Some fish select the most abundant animal or plant prey, according to the seasonal and spatial availability of resources (Zupo, 1993). Copepods may switch their feeding behaviour and preferences according to the relative concentration of alternative prey (phytoplankton or ciliates), adopting the feeding mode that generates the highest energy intake (Kiørboe *et al.*, 1996). All the above mentioned adaptations cause seasonal modifications of the relationships between trophic components (e.g., erbivorous:carnivorous ratio) in temperate systems (Foreman *et al.*, 1995; Kiørboe *et al.*, 1990).

Lastly, hydrodynamics is known to be a primary force affecting the biological structure of aquatic systems (Legende & Demers, 1984). The contribution of the water column structure, wind stressed events, fronts and turbulence on the structure of the marine pelagic food webs have been recently discussed (Kiørboe, 1993). Abiotic factors strongly affect the food web structures, through the quality and amount of energy consumed at each level and the efficiency of transfer (Nelson & Nelson, 1993).

Ecological modelling

Due to the above mentioned complexity of marine systems and many operative difficulties, ecological models become less and less accurate according to the number of species and the links considered (Peters, 1986; Walters *et al.*, 1980; Williams, 1971). The addition of a single non linear factor produces an exponential increase of the interactions that must be calculated. The increasing power of new computers stimulated the development of dynamic models, which became common tools in the field of marine ecology. They are mainly based on differential equations, simulating single mechanisms of functioning. In contrast, the classical static models (e.g., multivariate ordinations) produce simplified representations of some characteristics of the structure of natural systems. Although dynamic models simulate simple aspects of nature, they represent holistic approaches to the systems under investigation, taking into account as many components as possible and quantifying the energy fluxes among them (Baird *et al.*, 1991; Fasham *et al.*, 1990; Jackson & Eldridge, 1992; Pomeroy & Wiebe, 1993). Some models are based on equations whose parameters are not directly measured, but derived from the size of the organisms (Peters, 1983). This "simplification" overcomes some laborious investigations and allows to produce preliminary representations that will be tested in the field (Moloney & Field, 1991; Moloney *et al.*, 1991; Painting *et al.*, 1993).

Factors controlling ecosystems

The relative importance of production and predation (bottom-up and top-down controls) in structuring marine systems, both planktonic and benthic, has been differently evaluated (Ambrose, 1984; Wotton, 1992; Zaitev, 1992; Zimmerman & Kremer, 1984). The basic role of nutrient dynamics (Nixon, 1986; Wotton, 1991) and of primary production (Hunter & Price, 1992; Power, 1992) has been documented in marine food webs, as well as the importance of predators (Mills *et al.*, 1987; Paine, 1980; Verity & Smetacek, 1996). Manipulative experiments conducted in mesocosms or enclosure systems are proved to be useful tools for testing hypotheses about factors affecting the trophic structure of marine communities (Foreman *et al.*, 1995; Heiskanen *et al.*, 1996; Sheldon *et al.*, 1986). We may conclude that in nature, both bottom-up and top-down factors generally

interact and the focus pointed to one or the other element is strongly depending on the experimental approach.

Common properties of benthic and planktonic food webs

Some characteristics of food webs can be generalised to both pelagic and benthic coastal systems. We may observe that: 1) the main energy paths are determined by the characters of the structuring organisms (Rieman *et al.*, 1986); 2) a decrease of the C/N ratio values is observed from the lowest to the highest levels; 3) an increase of the assimilation efficiency is measured from the lowest to the highest levels (Rieman *et al.*, 1986), as well as a higher tendency to omnivory (Nelson & Nelson, 1993), a higher tendency to utilise biomass mainly at the lowest levels (Cousins, 1987) and a lower biomass transferred to detritivores (Fig. 4). The ecological efficiency of transfer of 10% (Lindeman, 1942), generally accepted for terrestrial ecosystems, should be abandoned for shelf ecosystems where the efficiency of transfer varies between 1 and 73% (Pace *et al.*, 1984).

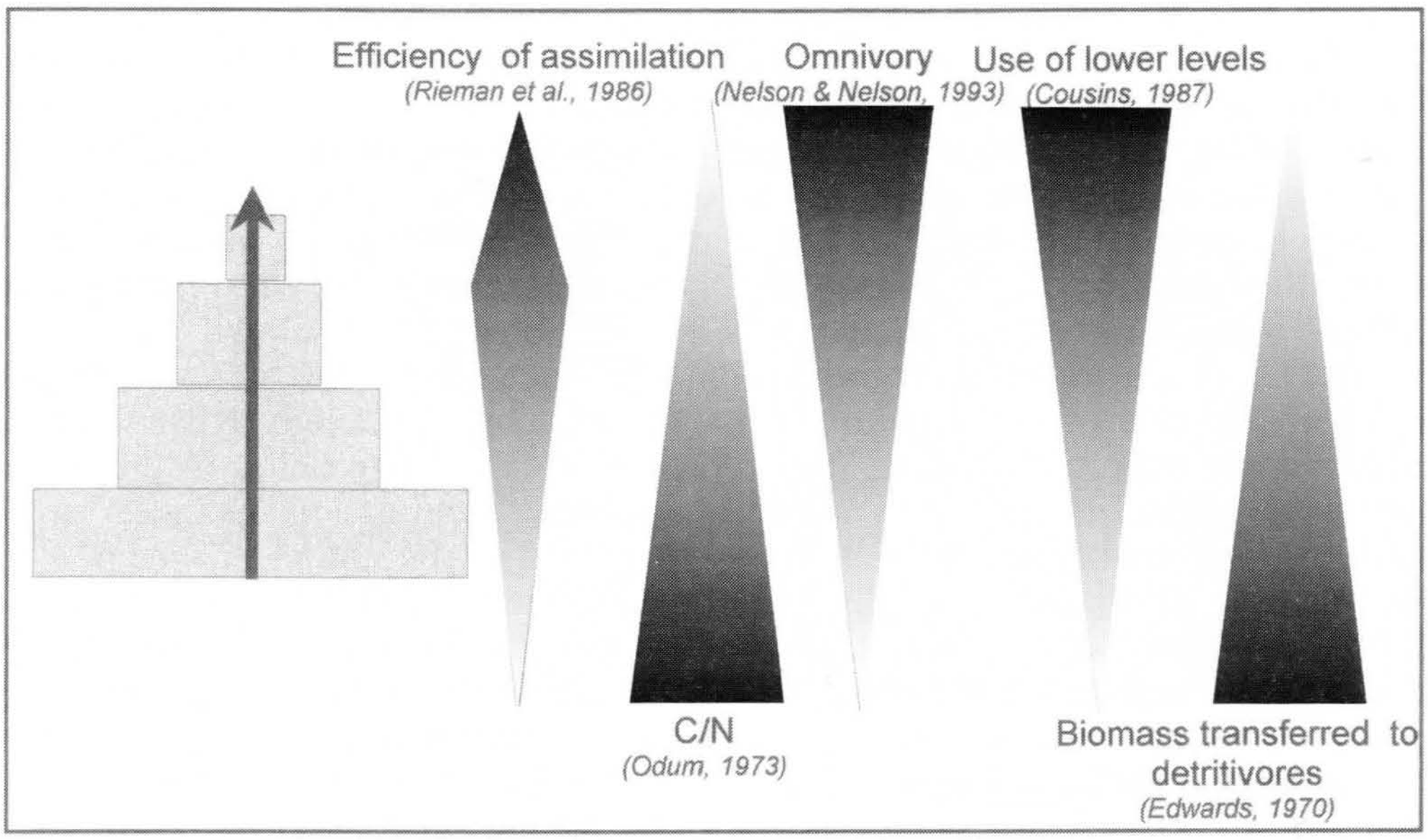


Fig. 4 - Main common features of both benthic and planktonic food webs: trends observed from the lowest levels to the top predators.
Principali caratteristiche in comune delle reti trofiche in sistemi bentonici e planctonici: sono mostrate le tendenze dai livelli più bassi ai predatori ultimi.

For example, in a rainforest, or in a seagrass meadow (K strategy structuring organisms, investing large amounts of energy in structural carbohydrates and defensive compounds), the structure of tissue of primary producers triggers the production towards a rich detritus chain. On the contrary, in a wetland grass or in a coastal hard bottom (r strategy structuring organisms, investing most part of their energy in production and reproduction) the primary producers may be utilised directly by primary consumers with high efficiency. It is interesting to observe, once again, the importance of the detrital loop as an energetic shunt, shifting the optimisation of resources in different systems.

Large differences have been observed in ecosystems with a prevalence of herbivores or detritivores (Edwards & Crossley, 1970; Fenchel, 1988) and in coastal (eutrophic) vs. pelagic (oligotrophic) systems (Dortch & Packard, 1989). Coastal systems show higher productivity and smaller trophic loops with respect to the oceans (Landry, 1977; Wittaker, 1985). However, small size primary producers, high DOM production and prevalence of the microbial loop are typical of planktonic oligotrophic stratified systems (Fig. 5), where the food chain of macroconsumers is relatively short (Havens, 1977). Similarly, in benthic seagrass systems which are scarcely exposed and characterised by low hydrodynamics, a preponderance of "detrital loop" and short trophic chains were observed (Mazzella & Zupo, 1995; Zupo, 1993). In contrast, the occurrence of larger phytoplanktonic cells and a production directed towards higher levels characterise planktonic systems with high turbulence (Havens, 1977); this was also observed in seagrass systems exposed to hydrodynamic forces, characterised by abundant grazers (Asmus & Asmus, 1985) and a "long" food chain reaching the top predators (Mazzella & Zupo, 1995).

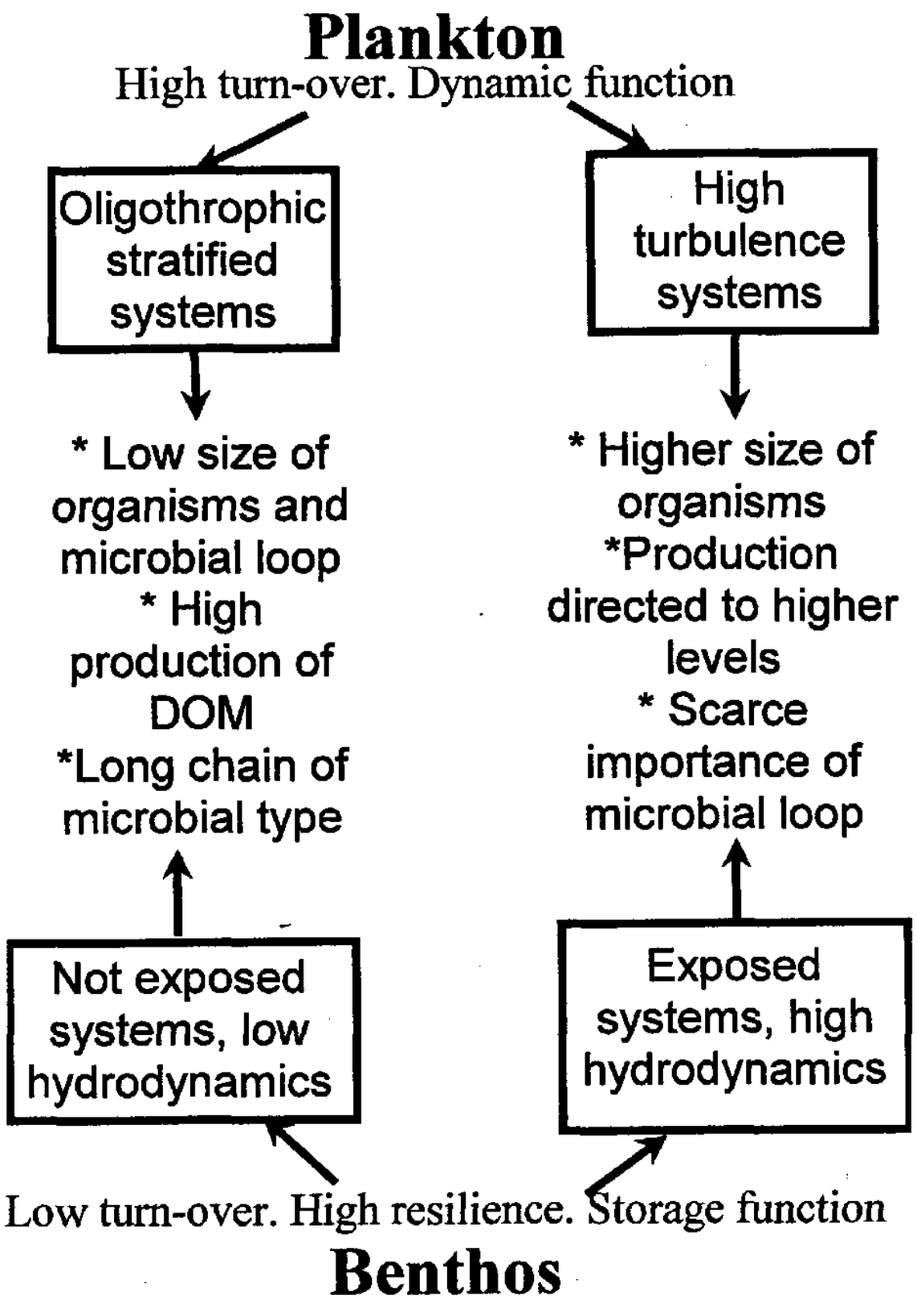


Fig. 5 - Common features of planktonic and benthic systems in conditions of low and high hydrodynamic force, respectively.

Caratteristiche comuni dei sistemi bentonici e planctonici in condizioni di basso ed elevato idrodinamismo, rispettivamente.

Benthos vs. plankton coupling

When we analyse food webs at large scale by means of dynamic models, the importance of the "benthos plankton" fluxes becomes evident (Pomeroy, 1979; Steele, 1974; Walsh, 1981). Pace *et al.* (1984) utilised a simulation model which might represent a good starting point for future research in this field. This model analysed the energetic fluxes in shelf environment, taking into account both benthic and pelagic systems. Micro- and macrofauna, micro- and macroflora, plus DOM and bacteria were examined. The system was classified into 14 biotic compartments, 3 abiotic compartments and 73 fluxes, based on the energy acquisition by organisms (autotroph, osmotroph eterotrophs and phagotroph heterotrophs) and on the size of organisms (e.g., meiobenthos and macrobenthos). Simulation equations (Banse, 1976, 1979; Banse & Mosher, 1980; Peters, 1983) were applied to compute energy budgets. Interactions among compartments were computed according to Wiegert (1975). The model was run in various situations, to assess the influence of single compartments on the food webs. The food web structure was determined and the rate of fluxes within and between the two systems were quantified (Fig. 6). The main results of the model showed that: 1) heterotroph microorganisms and their predators represent a significant component in the shelf food webs; 2) more than 50% of the annual phytoplanktonic production is utilised by grazers, and a significant portion of production becomes detritus; 3) the production of planktonic bacteria is comparable to phytoplankton production; 4)

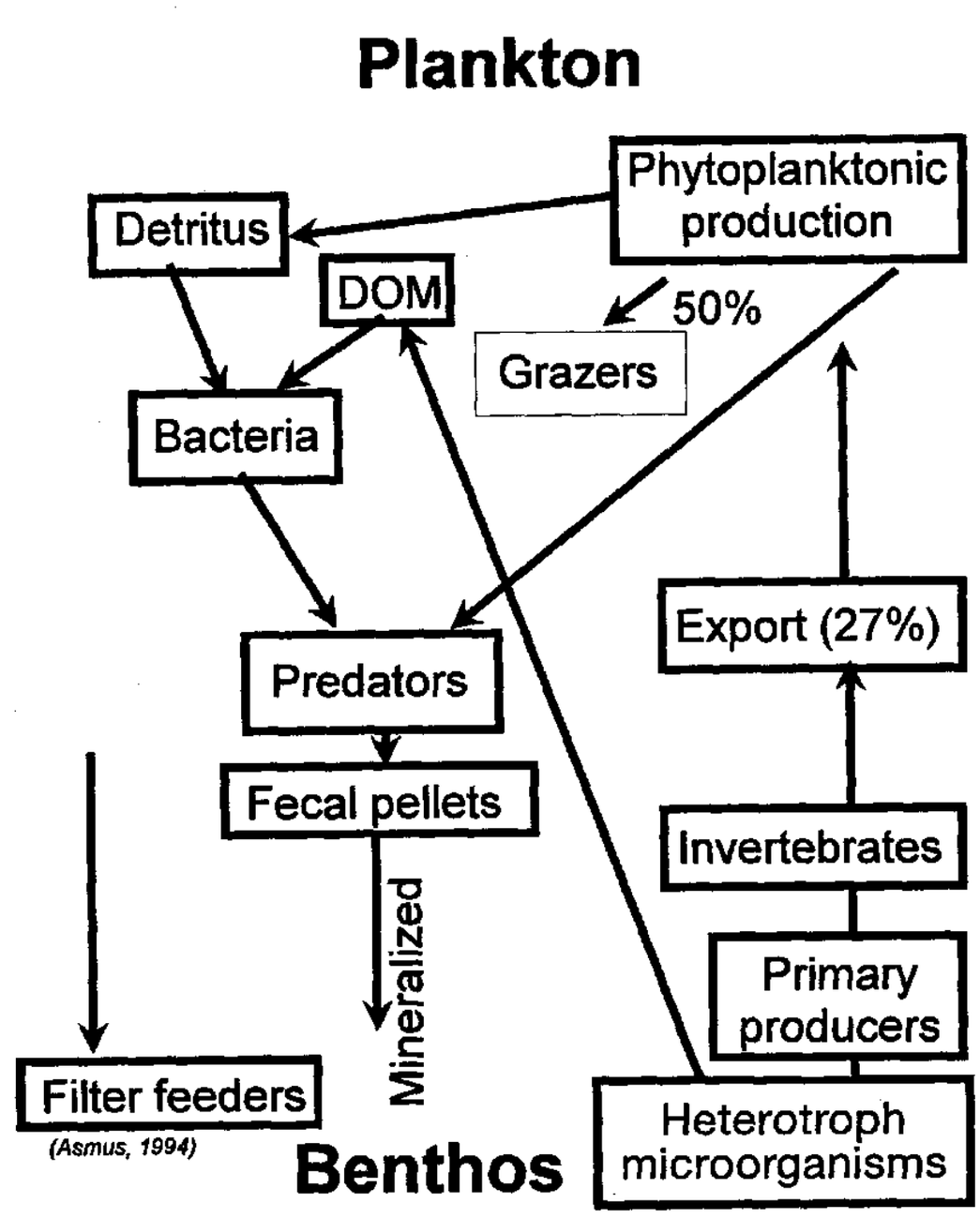


Fig. 6 - Main result, obtained through the model of Pace *et al.* (1984) on the dynamics of food webs in coastal system.

Principali risultati ottenuti mediante il modello di Pace *et al.* (1984) sulle dinamiche delle reti trofiche in sistemi costieri.

fecal pellets produced by planktonic organisms do not influence significantly the benthic communities, being mineralised before they reach the bottom; 5) highly productive benthic ecosystems export about 27% of the total production; however, low productive benthic communities exhibit non significant rate of export; 6) the benthic production is determined by the amount of primary producers and by the rate of exploitation of planktonic production, according to the system analysed (Asmus & Asmus, 1990).

These observations were recently confirmed by Asmus (1994) who demonstrated that in some benthic systems, in which filter feeders prevailed, a net energy input from planktonic sinks was recorded; in contrast, in benthic systems dominated by primary producers, the energy balance allowed the export to other systems. A similar picture was reported for variously exposed *Posidonia oceanica* meadows (Mazzella & Zupo, 1995), in which the abundance of primary producers triggers the export through fish.

Conclusions

A comprehensive knowledge of all equations necessary to compute the energy balance for each organism in the system, according to time and space, would be necessary to produce a complete dynamic model. However, this would require an enormous co-operative effort and a large computer power. For these reasons, quantitative synecological investigations have been only rarely performed and only for small confined systems, while accurate autoecological papers and generic synecological papers are common in literature. Therefore, scientific knowledge evolves slowly, as "parallel" information is produced on different species, in various conditions, but concepts allowing a comparison of results obtained on different ecosystems are scarce.

An operative trade-off might be to collect general information on the structure of food webs (structural data on species and their size) and cross them with simulated equations (Fig. 7) according to Peters (1983). The theoretical model developed will then be tested on the experimental data. Information collected

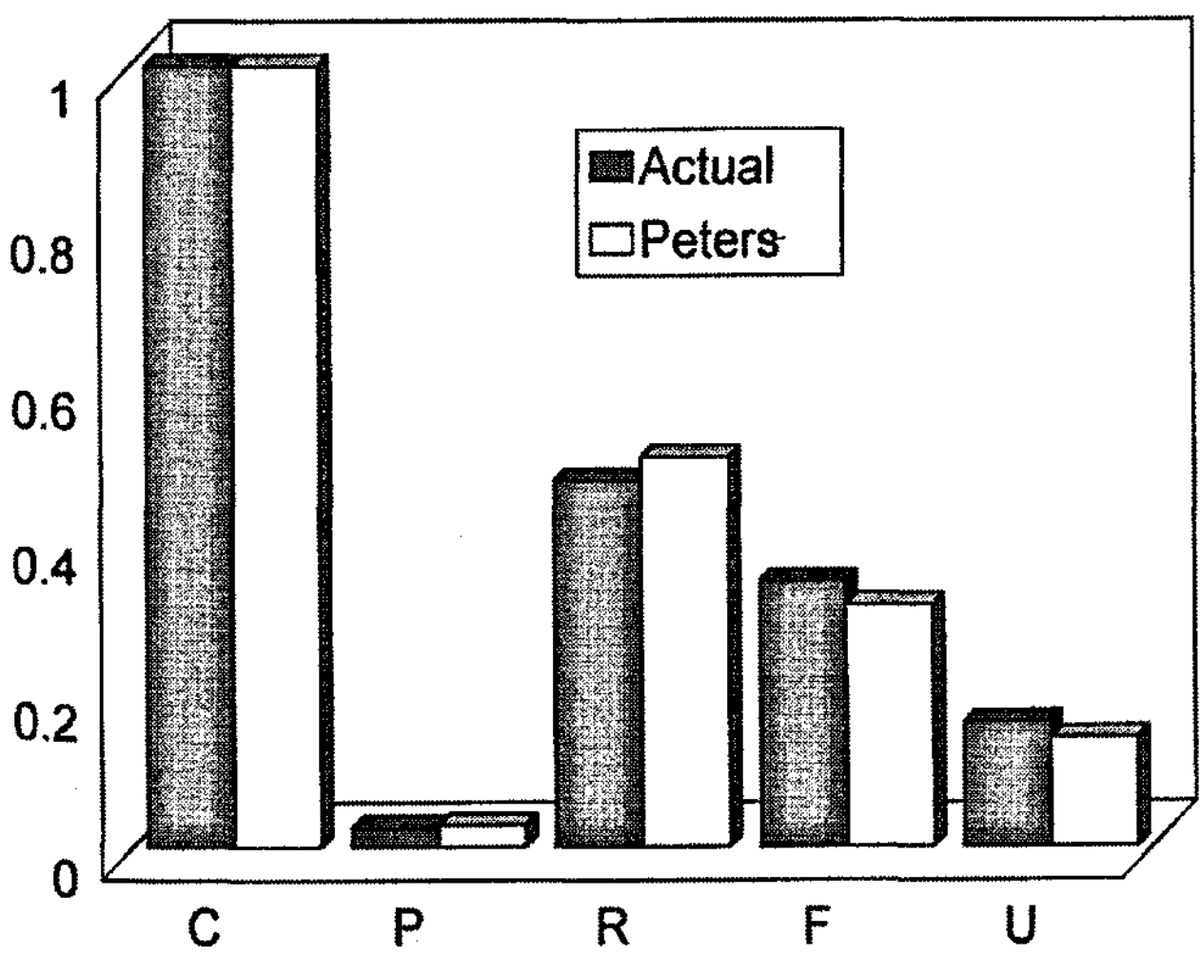


Fig. 7 - Energy budget of *Gibbula umbilicaris* (Mollusca: Gastropoda) obtained experimentally (actual data) and using the simulated equations of Peters (1983), based on the size of organisms. C = Consumption; P=Production; R= Respiration; F= Faeces; U=Excreta.

Bilancio energetico di *Gibbula umbilicaris* (Mollusca: Gasteropoda) ottenuto sperimentalmente (barre grigie) ed utilizzando le equazioni simulate di Peters (1983), basate sulla taglia degli organismi. C=Consumo; P=Produzione; R= Respirazione; F=Feci; U=Escrezioni.

successively on the energy budgets of key species will be added to the model and this will evolve with our knowledge and will be continuously validated and modified. Some noteworthy attempts in this direction were made in the past (e.g., Gaedke, 1995; Pace *et al.*, 1984; Riley, 1946) and they might be further improved using more recent computational techniques.

On the basis of the previous considerations, we suggest to reconsider research programs on food webs in marine systems. They should start from comprehensive models (e.g., Pace *et al.*, 1984), based on sets of populations having similar trophic needs and on empirical equations of budget and flux (e.g, Peters, 1983; Walters *et al.*, 1980). Finally, we wish to point out the importance of a collaborative, multidisciplinary effort to address the food web analysis, which remains one of the most interesting but complex field in marine ecology.

Riassunto

Lo studio delle reti trofiche rappresenta a tutt'oggi uno dei pochi approcci olistici all'analisi degli ecosistemi marini. Il fertile dibattito sviluppatosi negli ultimi 20 anni su questo tema ha stimolato la ricerca di proprietà strutturali e funzionali dei sistemi adatte a meglio tracciare i flussi entro gli stessi, ma ha anche messo in luce alcune debolezze relative ad aspetti cruciali di tipo sia concettuale che metodologico. Nella sfaccettata complessità delle interazioni trofiche di un sistema, gli aspetti che vengono di volta in volta evidenziati sono fortemente dipendenti dai metodi di studio applicati e dalla scala spazio-temporale di indagine. Indagini quali-quantitative sui contenuti stomacali o sulle feci, esperimenti di grazing in laboratorio, analisi energetiche, analisi di flusso sui principali nutrienti hanno portato a conclusioni talvolta contraddittorie relativamente ad uno stesso sistema. In realtà, le reti trofiche sono entità estremamente dinamiche nel tempo e nello spazio. L'importanza relativa dei fattori fisici e biotici nel regolare la struttura e gli andamenti delle comunità e le stesse relazioni trofiche fra gli elementi del sistema variano al variare delle scale considerate. Soprattutto ad ampia scala si delinea la rilevanza dei flussi "benthos-plancton", benchè siano scarse in letteratura le informazioni in merito, a causa di una tradizionale, stretta compartimentazione delle ricerche nel settore.

Il presente lavoro nasce dall'esigenza di estrarre, dalla vasta letteratura prodotta sul tema, un quadro quanto più coerente sulla struttura e dinamica delle reti trofiche nel benthos e nel plancton costieri, ricercando fra le innumerevoli possibili variabili di indagine alcuni descrittori efficaci per delineare i flussi. Sulla base dei risultati ottenuti da vari autori vengono delineati trend generali di funzionamento per alcuni fondamentali sistemi costieri. Il tentativo di conciliare gli aspetti più interessanti e promettenti emersi negli ultimi anni nei diversi campi di ricerca ha come obiettivo quello di convogliare i diversi approcci in una proposta di studio interdisciplinare, in cui privilegiare l'analisi degli intrecci fra le reti bentoniche e planctoniche ed i flussi verticali fra i due sistemi.

Acknowledgements

We thank the Organization of the SIBM Congress for the invitation to produce the present paper. We are indebted to Dr. L. Mazzella, Dr. M.C. Gambi and Dr. W.G. Nelson for the critical discussion of the manuscript.

References

AMBROSE W. G. (1984) - Influence of predatory polychaetes and epibenthic predators on the structure of a marine soft-bottom community in a Maine estuary. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **81**: 115-145.

ASMUS H. (1994) - Benthic grazers and suspension feeders: which one assumes the energetic dominance in Konigshafen? *Helgolander Meeresuntersuchungen*, **48** (2-3): 217-231.

ASMUS H., ASMUS R. (1985) - The importance of grazing food chain for energy flow and production in three intertidal sand bottoms communities in the Northern Wadden Sea. *Helgolander Meerunters.*, **39**: 273-301.

ASMUS H., ASMUS R. M. (1990) - Trophic relationships in tidal flat areas: to what extent are tidal flats dependent on imported food? *Neth. J. Sea Res.*, **27**: 93-99.

ATKINSON A. (1994) - Diets and feeding selectivity among the epipelagic copepod community near South Georgia in summer. *Polar Biol*, **14**: 551-560.

AZAM F., FENCHEL T., FIELD J. G., GRAY J. S., MEYER-REIL L. A., THINGSTAD F. (1983) - The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **10**: 257-263.

BAIRD D., MCGLADE J. M., ULANOWICZ R. E. (1991) - The comparative ecology of six marine ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, **333**: 15-29.

BAKKER C., GULATI R. D., KERSTING K. E. (1985) - The measurement of ingestion of phytoplankton by zooplankton: techniques, problems and recommendations. *Hydrobiological Bulletin*, **19**: 1-105.

BANSE K. (1976) - Rates of growth, respiration, and photosynthesis of unicellular algae as related to cell size - a review. *J. Phycol.*, **12**: 135-140.

BANSE K. (1979) - On weight dependence of net growth efficiency and specific respiration rates among field populatons. *Oecologia*, **38**: 111-126.

BANSE K., MOSHER S. (1980) - Adult body mass and annual production/biomass relationships of field populatons. *Ecol. Monogr.*, **50**: 355-379.

BARTRAM W. C. (1981) - Experimental development of a model for the feeding of neritic copepods on phytoplankton. *J. Plankton Res.*, **3**: 25-51.

BONOMI G. (1985) - Validità ed attualità dello studio della produzione secondaria con approccio alla conoscenza funzionale degli ecosistemi. *S.It.E. Atti*, **5**: 207-219.

COUSINS S. (1985) - Ecologists build pyramids again. *New Scientist*, **4**: 50-54.

COUSINS S. (1987) - The decline of the trophic level concept. *Trends in Ecology & Evolution*, **2:** 312-316.

DAM H. G., MILLER C. A., JONASDOTTIR S. H. (1993) - The trophic role of mesozooplankton at 47° N, 20° W during the North Atlantic Bloom Experiment. *Deep-Sea Res.*, **40**: 197-212.

DEB D. (1995) - Scale-dependence of food web structures: tropical ponds as paradigm. *Oikos*, **72:** 245-262.

DEB D. (1997) - Trophic uncertainty vs parsimony in food web research. *Oikos*, **78**: 191-194.

DORTCH Q., PACKARD T. T. (1989) - Differences in biomass structure between oligotrophic and eutrophic marine ecosystems. *Deep-Sea Research*, **36** (2): 223-240.

EDWARDS C.A.D.E., CROSSLEY D. A. (1970) - The role of soil invertebrates in turnover of organic matter and nutrients. In: Reichle D. E., *Analysis of temperate forest ecosystems.* Ed. (Springer, New York, 1970), vol. I: pp. 142-172.

ELTON C. (1927) - *Animal Ecology,* Metheun, London, 1927.

FASHAM M. J. R., DUCKLOW H. W., MCKELVIE S. M. (1990) - A nitrogen-based model of plankton dynamics in the oceanic mixed layer. *J. Mar. Res.*, **48**: 591-639.

FENCHEL T. (1988) - Marine plankton food chains. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **19**: 19-38.

FOREMAN K., VALIELA K., SARDA R. (1995) - Controls of benthic marine food webs. *Scientia Marina*, **59** (Suppl. 1): 119-128.

GAEDKE U. (1995) - A comparison of whole-community and ecosystem approaches (biomass size distribution, food web analysis, network analysis, simulation models) to study the structure, function and regulation of pelagic food webs. *J. Plankton Res.*, **17**: 1273-1305.

HAVENS K. E. (1977) - Unique structural properties of pelagic food webs. *Oikos*, **79**: 75-80.

HEISKANEN A. S., TAMMINEN T., GUNDERSEN K. (1996) - Impact of planktonic food web structure on nutrient retention and loss from a late summer pelagic system in the coastal northern Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **145**: 195-208.

HUNTER M. D., PRICE P. W. (1992) - Playing chutes and ladder: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology*, **73**: 724-732.

HUTCHINSON G. E. (1959) - Homage to Santa Rosalia or Why are there so many kinds of animals? *American Naturalist*, **93**: 145-159.

JACKSON G. A., ELDRIDGE M. (1992) - Food web analysis of a plankton system off Souther California. *Prog. Oceanog.*, **30**: 223-251.

JORGENSEN S. E., PATTEN B. C. & STRASKRABA M. (1992) - Ecosystems emerging: toward an ecology of complex systems in a complex future. *Ecological Modelling*, **62**: 1-27.

KIØRBOE T. (1993) - Turbulence, phytoplankton cell size, and the structure of pelagic food webs. *Advances in Marine Biology*, **29**: 1-72.

KIØRBOE T., KAAS H., KRUS E. B., MOHLENBERG F., TISELIUS P., AERTEBJERG G. (1990) - The structure of the pelagic food web in relation to water column structure in the Skagerrak. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **59**: 19-32.

KIØRBOE T., MOHLENBERG F., RIISGARD H. U. (1985) - In situ feeding rates of planktonic copepods: a comparison of four methods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **88**: 67-81.

KIØRBOE T., SAIZ E., VIITASALO M. (1996) - Prey switching behaviour in the planktonic copepod *Acartia tonsa*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **143**: 65-75.

KLEPPEL G. S., PIEPER R. E. (1984) - Phytoplankton pigments in the gut contents of planktonic copepods from coastal waters off southern California. *Mar. Biol.*, **78**: 193-198.

LANDRY M. R. (1977) - A review of important concepts in the trophic organization of pelagic ecosystems. *Helgolander Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen Biology*, **30**: 8-17.

LEGENDRE L., DEMERS S. (1984) - Towards dynamic biological oceanography and limnology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **41**: 1-19.

LINDEMAN R. L. (1942) - The trophic dynamic aspect of ecology. *Ecology*, **23**: 399-418.

LONGHURST A. R. (1985a) - Relationship between diversity and the vertical structure of the upper ocean. *Deep-Sea Res.*, **32**: 1535-1570.

LONGHURST A. R. (1985b) - The structure and evolution of plankton communities. *Prog. Oceanog.*, **15**: 1-35.

MARTINEZ N. D. (1991) - Artifacts or attributes? Effects of resolution on the Little Rock Lake food web. *Ecological Monographs*, **61**: 367-392.

MAZZELLA L., ZUPO V. (1995) - Reti e flussi di energia nei sistemi a fanerogame marine. *Giornale Botanico Italiano*, **129** (1): 337-349.

MAZZOCCHI M. G., RIBERA D'ALCALÀ M. (1995) - Recurrent patterns in zooplankton structure and succession in a variable coastal environment. *ICES J. mar. Sci.*, **52**: 679-691.

MILLS E. L., FORNEY K. J., WAGNER K. J. (1987) - Fish predation and its cascading effect on the Oneida Lake food chain. In: Kerfoot W. C., Sih A., *Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities.* (University Press of New England, Hanover & London, 1987) pp. 118-131.

MOLONEY C. L., FIELD J. G. (1991) - The size-based dynamics of plankton food webs. I. A simulation model of carbon and nitrogen flows. *J. Plankton Res.*, **13**: 1003-1038.

MOLONEY C. L., FIELD J. G., LUCAS M. I. (1991) - The size-based dynamics of plankton food webs. II. Simulations of three contrasting southern Benguela food webs. *J. Plankton Res.*, **13**: 1039-1092.

MORALES C. E., BEDO A., HARRIS R. P., TRANTER P. R. G. (1991) - Grazing of copepod assemblages in the north-east Atlantic: the importance of the small size fraction. *J. Plankton Res.*, **13**: 455-472.

NELSON G. H., NELSON G. H. J. (1993) - Cause-effect relationships in energy flow trophic structure, and interspecific interactions. *The American Naturalist*, **142** (3): 379-411.

NIXON S. W. (1986) - Nutrient and the productivity of estuaries and coastal marine ecosystems. *J. Limnol. Soc. South Africa*, **12**: 43-71.

ODUM H. T. (1957) - Trophic structure and productivity of Silver Springs, Florida. *Ecol. monogr.*, **27**: 55-112.

ODUM H. T. (1988) - *Energy, Environment and Public Policy: a guide to the analysis of systems.* UNEP, Ed., Regional Seas Report and Studies 95 (UNEP, Nairobi, Kenia, 1988): 109 pp.

PACE M. L., GLASSER J. E., POMEROY L. R. (1984) - A simulation analysis of continental shelf food webs. *Marine Biology*, **82**: 47-63.

PAFFENHÖFER G. A., BUNDY M. H., LEWIS K. D., METZ C. (1995) - Rates of ingestion and their variability between individual calanoid copepods: direct observations. *J. Plankton Res.*, **17**: 1573-1585.

PAFFENHÖFER G. A., LEWIS K. D. (1990) - Perceptive performance and feeding behaviour of calanoid copepods. *J. Plankton Res.*, **12**: 933-946.

PAINE R. T. (1980) - Food webs, linkage, interaction strength and community infrastructure. *J. Anim. Ecol.*, **49**: 667-685.

PAINE R. T. (1988) - Food webs: road maps of interactions of grist for theoretical development? *Ecology*, **69**: 1648-1654.

PAINTING S. J., MOLONEY C. L., LUCAS M. I. (1993) - Simulation and field measurements of phytoplankton-bacteria-zooplankton interactions in the southern Benguela upwelling region. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **100**: 55-69.

PETERS R. H. (1983) - *The ecological implications of body size.* Beck E., Birks H. J. B., Connor E. F., Eds., Cambridge Studies in Ecology (Cambridge University Press, Cambridge, 1983): 305 pp.

PETERS R. H. (1986) - The role of prediction in biology. *Limnol. Oceanogr.*, **31**: 1143-1159.

POLIS G. A. (1991) - Complex trophic interactions in deserts: an empirical critique of food-web theory. *American Naturalist*, **138**: 123-155.

POMEROY L. R. (1979) - Secondary production mechanisms of continental shelf communities. In: Livingstone R. J., *Ecological processes in coastal and marine ecosystems.* Ed. (Plenum, New York, 1979): 163-186.

POMEROY L. R., WIEBE W. J. (1993) - Energy sources for microbial food webs. *Marine Microbial Food Webs*, **7**: 101-118.

POWER M. E. (1992) - Top-down and bottom-up forces in food webs: do plants have primacy? *Ecology*, **73**: 733-746.

PRIGOGINE Y. (1980) - *From being to becoming* (Freeman, San Francisco, CA, 1980): 103-126.

RIEMAN B. M., SONDERGAARD M., PERSSON L., JOHANSSON L. (1986) - Carbon metabolism and community regulation in eutrophic temperate lakes. In: Riemann B., Sondergaard M., *Carbon dynamics in eutrophic, temperate lakes.* (Elsevier, Amsterdam, 1986): 267-280.

RILEY G. A. (1946) - Factors controlling phytoplankton populations on Georges Bank. *J. Mar. Res.*, **6**: 54-73.

ROOT R. B. (1967) - The niche exploitation pattern of the Blue-gray Gnatcatcher. *Ecol. Monogr.*, **37**: 317-350.

SHELDON R. W., NIVAL P., RASSOULZADEGAN F. (1986) - An experimental investigation of a flagellate-ciliate-copepod food chain with some observations relevant to the linear biomass hypothesis. *Limnol. Oceanogr.*, **31:** 184-188.

SLOBODKIN L. B. (1960) - Ecological energy relationships at the population level. *American Naturalist*, **94**: 213-236.

SLOBODKIN L. B. (1962) - *Growth and regulation of animal populations* (Holt, Reinehart & Winston, New York, 1962): pp. 273.

STEELE J. H. (1974) - *The structure of marine ecosystems* (Harvard University Press, Cambridge, 1974): pp. 128.

THIENEMAN A. (1926) - Die Nahrungkreislavi im Wasser. *Verh. Deutsch. Zool. Ges.*, **31**: 29-79.

TURNER J.T. (1991) - Zooplankton feeding ecology: do co-occurring copepods compete for the same food? *Reviews in Aquatic Sciences*, **5**: 101-195.

TURNER J. T., ROFF J. C. (1993) - Trophic levels and trophospecies in marine plankton: lessons from the microbial food web. *Marine Microbial Food Webs*, **7**: 225-248.

VAN WAMBEKE F., CHRISTAKI U., GAUDY R. (1996) - Carbon fluxes from the microbial food web to mesozooplankton. An approach in the surface layer of a pelagic area (NW Mediterranean Sea). *Oceanol. Acta.*, **19**: 57-66.

VERITY P. G., SMETACEK V. (1996) - Organism life cycles, predation, and the structure of marine pelagic ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **130**: 277-293.

WALSH J. J. (1981) - Shelf-sea ecosystems. In: Longhurst A. R., *Analysis of marine ecosystems*. (Academic press, New York, 1981): 159-198.

WALTERS C. J., PARK R. A., KOONCE J. F. (1980) - Dynamic models of lake ecosystems. In: Lowe-McConnell E. D. L. R. H., *The functioning of freshwater ecosystems*. (Cambridge Univerity Press, Cambridge, 1980): 475-479.

WIEGERT R. G. (1975) - Mathematical representation of ecological interactions. Levin S. A., Ed., SIAM, SIMS Conference: Ecosystem analysis and prediction, Alta, Utah (Philadelphia Society of Industrial and applied mathematics, 1975): 43-53.

WILLIAMS R. B. (1971) - Computer simulation of energy flux in Cedar Bog Lake, Minnesota, based on the classical studies of Lindeman. In: (Ed.) B. C. P., *Systems Analyses and simulation in ecology*. (Academic Press, New York, 1971), vol. I: 543-584 .

WITTAKER R. H. (1985) - *Communities and ecosystems* (Mac Millan, New York, ed. 2nd edition, 1985): 543 pp..

WOTTON J. T. (1991) - Direct and indirect effects of nutrients on intertidal community structure: variable consequences of seabird guano. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **151** (139-153).

WOTTON J. T. (1992) - Indirect effects, prey susceptibility and habitat selection: impacts of birds on limpets and algae. *Ecology*, **73**: 981-991.

ZAITEV Y. P. (1992) - Recent changes in the trophic structure of the Black Sea. *Fish. Oceanogr.*, **1**: 180-189.

ZIMMERMAN R. C., KREMER J. N. (1984) - Episodic nutrient supply to help forest ecosystem in Southern California. *J. Mar. Res.*, **42**: 591-604.

ZUPO V. (1993) - The use of feeding indices for the study of food webs: an application to a *Posidonia oceanica* ecosystem. *Coenoses*, **8** (2): 85-95.

ZUPO V. (1994) - Strategies of sexual inversion in *Hippolyte inermis* Leach (Crustacea, Decapoda) from a Mediterranean seagrass meadow. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **178**: 131-145.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 27-34

G. Caruso, M. Leonardi, M. Azzaro, R. Zaccone

Istituto Sperimentale Talassografico, C.N.R., Spianata S. Raineri 86 - 98122 Messina, Italia.

ATTIVITÀ MICROBICHE E TURNOVER DELLA SOSTANZA ORGANICA IN AMBIENTE OLIGOTROFICO (ISOLE EGADI)

MICROBIAL ACTIVITIES AND ORGANIC MATTER TURNOVER IN AN OLIGOTROPHIC ENVIRONMENT (EGADI ISLANDS)

Abstract

Particulate organic matter content and proteolytic and respiratory activities have been studied in Egadi Archipelago. Data obtained allow to distinguish two distinct areas: the southern one is characterized by higher POC and PON and microbial activity levels in the upper layers, while the northern zone shows higher activity levels in the deeper ones. The southern stations with the lowest C/N ratios(<6), referable to bacteria, show the highest microbial turnover rates.

Key-words: organic matter, proteolytic and respiratory activities.

Introduzione

Numerosi studi condotti nell'ultimo decennio (Azam *et al.,* 1983; Chrost, 1990; Azam *et al.,* 1993) hanno evidenziato l'importanza del ruolo svolto dai batteri eterotrofi, attraverso il microbial loop, nel regolare il turnover della sostanza organica dalla fase particellata a quella disciolta. Dalla scissione microbica della sostanza organica vengono rilasciati monomeri semplici, che in parte sono incorporati in particellato vivente, sotto forma di biomassa batterica (Cho e Azam, 1988). Quest'ultima, fonte di alimento per nanoflagellati eterotrofi e ciliati (Sherr *et al.,* 1989), è di seguito ossidata attraverso i processi respiratori, con liberazione nell'ambiente di carbonio in forma inorganica (CO_2). In tal modo si chiude il ciclo del carbonio nell'ecosistema marino.

Insieme agli organismi fito- e zooplanctonici, i batteri eterotrofi e i funghi sono in grado di mediare la scissione idrolitica di sostanze complesse, come proteine, carboidrati, lipidi, mediante enzimi specifici di cui sono provvisti (Hollibaugh e Azam, 1983; Rosso e Azam, 1987).

Nell'ambito di un programma-multidisciplinare di ricerca intrapreso nelle Isole Egadi dall'Istituto Talassografico con l'intento di chiarire le interazioni trofiche esistenti fra le varie comunità nel sistema acqua-sedimento, è stata condotta una valutazione dei processi microbici (attività proteasica e respiratoria) e del contenuto in carbonio ed azoto organico del particellato disperso nella colonna d'acqua.

Le Isole Egadi (Marettimo, Favignana, Levanzo), situate ad ovest della costa siciliana e prospicienti la città di Trapani, costituiscono un ambiente di notevole interesse naturalistico. L'area infatti è stata di recente dichiarata riserva marina, proprio in virtù della ricchezza dei suoi popolamenti faunistici. Salvo poche eccezioni (Magazzù e Andreoli, 1972; Leonardi *et al.,* in press), gli studi oceanografici condotti fino ad oggi su quest'area risultano invece poco numerosi.

Materiali e metodi

Durante la campagna oceanografica EGA'96 (23 marzo-10 aprile 1996) condotta con la N/O Urania sono stati effettuati campionamenti in corrispondenza di 13 stazioni idrologiche dislocate nel tratto di mare compreso fra l'isola di Marettimo e le isole di Levanzo e Favignana. Le stazioni di prelievo, localizzate lungo i transetti 9, 10, 12, e 13, sono illustrate in Figura 1. Un totale di 77

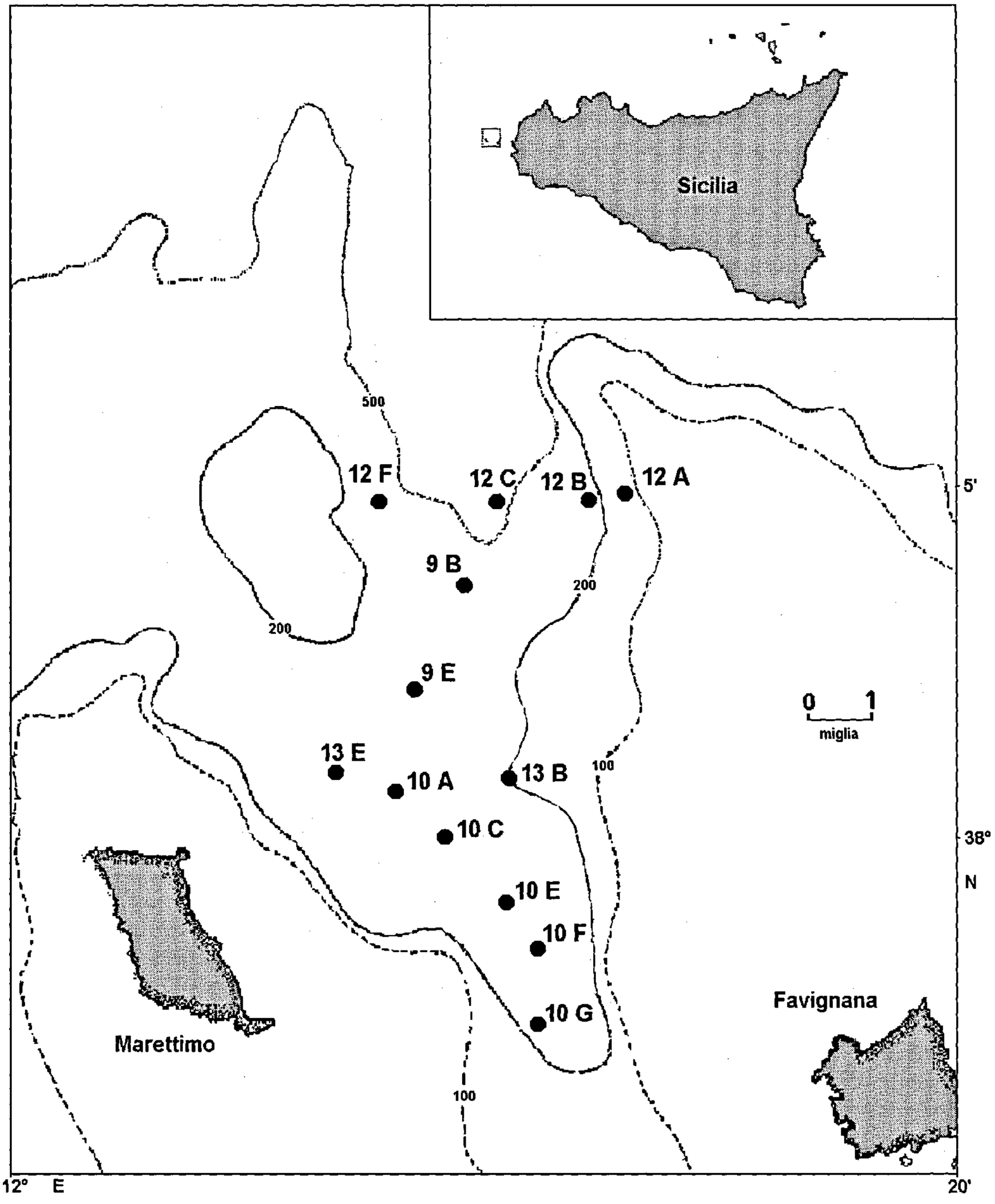


Fig. 1 - Area studiata e stazioni di prelievo.
Studied area and sampling stations.

campioni di acqua sono stati prelevati, programmando in media per ogni stazione 5 quote ottiche (100, 50, 25, 10 e 1% di luce). E' stato inoltre eseguito un prelievo a 20 cm dal fondo mediante un particolare strumento appositamente costruito.

La composizione elementare della sostanza organica è stata determinata attraverso il contenuto in carbonio organico particellato (POC, particulate organic carbon, in µgC/l) ed azoto organico particellato (PON, particulate organic nitrogen, in µgN/l), secondo la metodica proposta da Hickel (1984). In particolare, i campioni di acqua di mare sono stati filtrati su filtri Whatman GF/C precombusti, ed analizzati con un Perkin Elmer 2400 CHN Autoanalyzer, usando acetanilide come standard, ad una temperatura di combustione di 925°C. Il rapporto fra POC e PON (C/N) è stato utilizzato come indice dello stato trofico del sistema (Parsons *et al.,* 1984; Barange *et al.,* 1991). Il tasso di idrolisi delle sostanze proteiche è stato valutato stimando l'aumento di fluorescenza prodotto dall'idrolisi di quantità variabili (da 10 a 200 µM/l) del substrato fluorogenico L-leucine-7-amido-4-methyl-coumarin hydrochloride (Leu-MCA), specifico per l'enzima leucin-aminopeptidasi, dopo incubazione con 10 ml di campione (Hoppe *et al.,* 1988). I tassi respiratori e la produzione metabolica di CO_2 sono stati determinati mediante saggio dell'attività del sistema di trasporto degli elettroni (Electron Transport System, ETS) per riduzione dei sali di tetrazolio, in presenza di un eccesso di donatori di elettroni (NADH, NADPH e succinato). La quantità di formazano prodotto, misurata spettrofotometricamente (490 nm), è stata convertita mediante calcolo stechiometrico in quantità di O_2 ridotto (Packard *et al.,* 1988; La Ferla *et al.,* 1996).

Sui dati ottenuti è stato calcolato il coefficiente di correlazione r.

Risultati

In Tab. 1 sono riportati i valori minimi e massimi dei singoli parametri e le medie ottenute per i transetti esaminati.

L'incidenza del POC e del PON è apparsa piuttosto modesta in tutta l'area. La distribuzione verticale dei valori di POC evidenzia, nella porzione meridionale dell'area esaminata (transetto 10), la presenza di un picco (>60 µgC/l/h) superficiale o subsuperficiale (10-17 m), a cui segue un rapido decremento dei valori fino al fondo. Nella porzione centrale (st. 9B, 9E) il picco di incremento si sposta a quote più profonde (30-45 m), mentre nelle stazioni settentrionali (12A e 12C) i valori di POC risultano generalmente più bassi ed omogenei (Tab. 1). I valori di PON presentano in generale un andamento parallelo a quello del POC in tutta l'area, come dimostrato dall'elevato coefficiente di correlazione fra POC e PON (r= 0.84). Entro i 100 metri di profondità i valori del rapporto C/N risultano per lo più compresi fra 6 e 10, suggerendo la presenza di una efficiente attività autotrofica fino a questa quota. Infatti, con l'eccezione di qualche isolato picco superficiale (st. 12B-30 m=10.29; st. 12F-16 m=11,28), valori di C/N maggiori di 10 compaiono sempre oltre i 100m di profondità, indicando una perdita di azoto rispetto al particellato organico dello strato fotico (Fabiano, 1992). Valori di C/N minori di 6, riconducibili ad attività batterica (Newell e Field, 1983), si riscontrano prevalentemente nelle stazioni meridionali 10C e 10F.

I valori di attività enzimatica ottenuti nell'area esaminata, espressi in Vmax (ngC_{Leu}/l/h), risultano nel complesso abbastanza bassi. In particolare, nelle stazioni più meridionali (10F e 10G) i livelli di attività si mantengono su valori

Tab. 1 - Minimi, massimi e valori medi ottenuti per i singoli parametri nelle stazioni esaminate.
Minima, maxima and mean values obtained for each parameter at the examined stations.

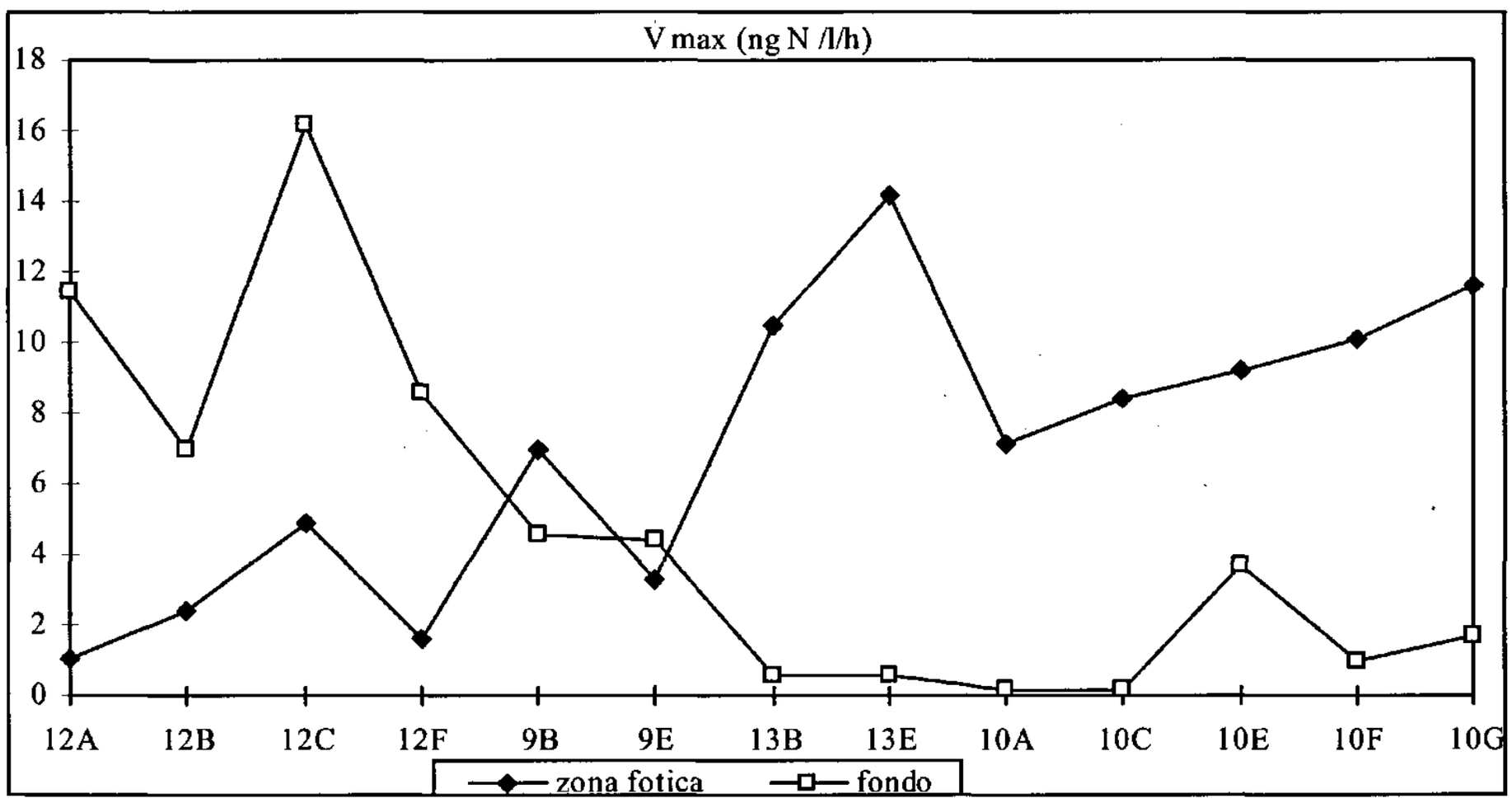
Stazioni	Picnoclino Prof (m.)	**POC** Fotica	(µg C/l) Fondo	**PON** Fotica	(µg N/l) Fondo	**Leu-MCA** Fotica	(ng C/l/h) Fondo	**ETSa** Fotica	(ng C/l/h) Fondo
12A	160	47,0	34,8	6,8	4,3	5,5	58,9	7,0	22,7
12B	160	51,0	34,1	6,1	2,7	12,3	35,7	30,7	6,4
12C	170	46,2	33,8	5,4	3,8	25,2	83,0	52,9	12,0
12F	160	54,6	13,1	6,7	1,9	8,2	44,1	49,6	14,8
Media ± s.d.		49.7±3.9	28.9±10.5	6.2±0.6	3.2±1.1	12.8±8.7	55.5±20.7	35.1±21.1	14.0±6.8
9B	160	43,9	12,9	6,5	0,9	35,9	23,3	23,6	7,6
9E	140	55,3	21,9	6,6	0,7	16,7	22,5	33,1	12,4
Media ± s.d.		49.6±8.1	17.4±6.4	6.5±0.1	0.8±0.1	26.3±13.5	22.9±0.6	28.4±6.7	10.0±3.4
13B	130	-	-	-	-	53,9	2,9	7,2	1,2
13E	130	-	-	-	-	72,9	3,0	18,7	2,5
Media ± s.d.		-	-	-	-	63.4±13.4	3.0±0.1	13.0±8.1	1.9±0.9
10A	130	53,3	3,8	6,9	1,6	36,8	0,9	45,8	23,4
10C	130	51,1	27,2	8,0	1,9	43,1	0,8	17,5	4,4
10E	125	44,0	12,1	7,0	1,5	47,4	19,1	28,5	12,7
10F	120	58,7	18,5	8,4	2,5	51,8	4,8	47,1	33,1
10G	120	-	-	-	-	59,8	8,6	5,0	1,8
Media ± s.d.		51.8±6.1	15.4±9.9	7.6±0.7	1.9±0.4	47.8±8.7	6.8±6.5	28.8±18.1	15.1±13.1
Min		22,6	3,8	1,7	0,7	0,3	0,8	0,1	0,1
Max		104,3	34,8	10,3	4,3	130,5	83,0	52,9	34,8

elevati in superficie e fino alla quota di 40 metri (55-90 $ngC_{Leu}/l/h$), mentre scendono a valori minimi in prossimità del fondo; un comportamento simile mostrano le stazioni della zona centrale 13E e 13B. Al contrario, nel transetto 12 posto a nord il massimo di attività proteasica microbica si registra al fondo (Tab. 1).

Procedendo da sud verso nord si verifica in generale uno spostamento del massimo di attività dalla superficie verso quote progressivamente maggiori.

Confrontando la Vmax con il PON, dall'andamento dei valori mediati per la zona fotica (0-100 m) rispetto al valore di fondo, si evidenzia un decremento dei valori superficiali in corrispondenza di un incremento dei valori di fondo (Fig. 2).

I coefficienti di correlazione maggiormente significativi si osservano nelle stazioni meridionali 10C e 10F sia fra l'attività proteasica ed il POC (st. 10C, r=0.860; st. 10F, r=0.821) che fra la stessa attività enzimatica ed il PON (st. 10F, r=0.967). Tali siti presentano un tasso di turnover microbico della PON (calcolato dal rapporto PON/Vmax, secondo Hoppe *et al.,* 1993) più rapido, indice di una maggiore efficienza metabolica batterica.



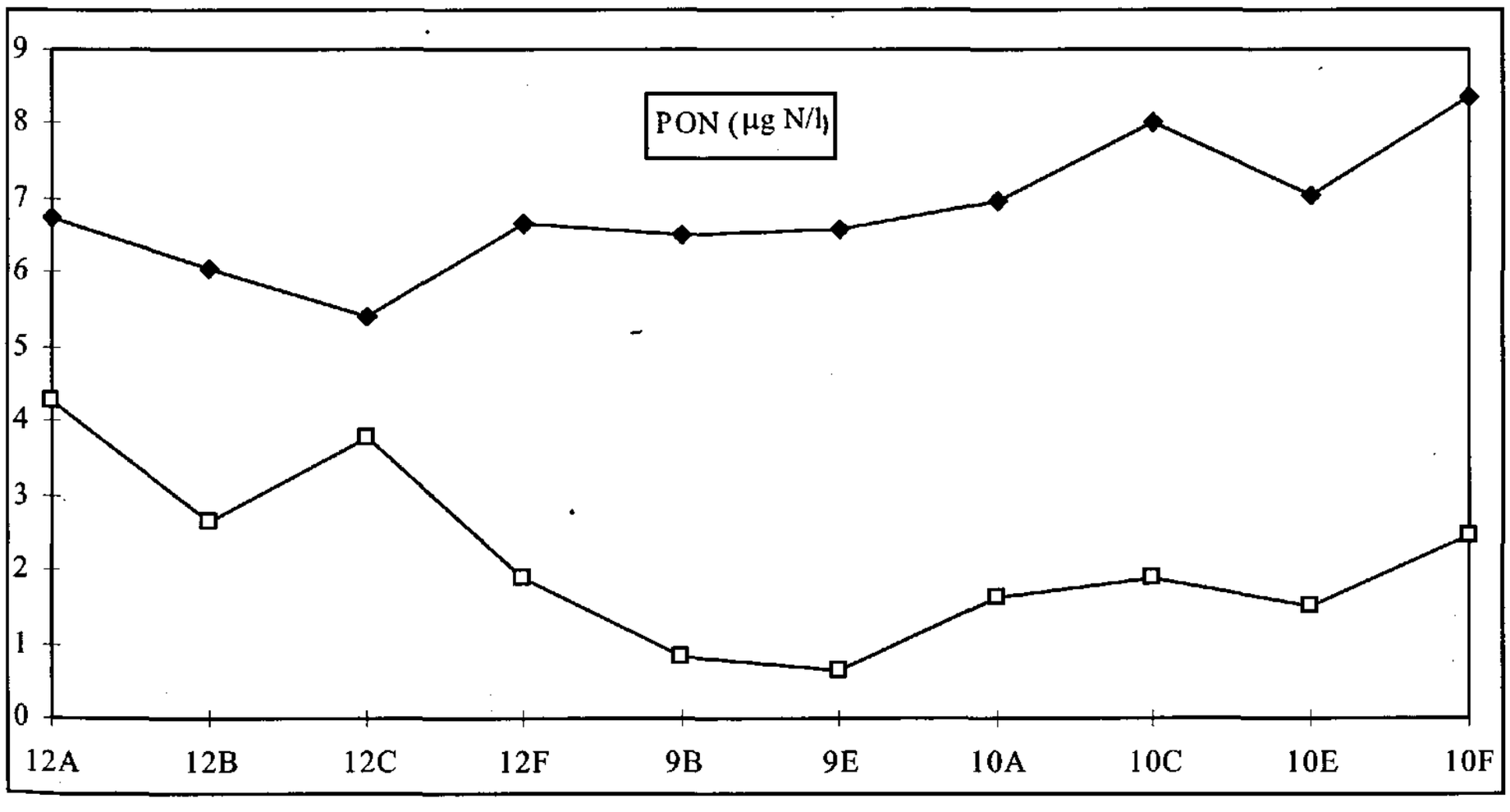


Fig. 2 - Andamento dell'attività proteasica (Vmax) e del particellato organico azotato (PON). Course of the enzymatic activity (Vmax) and particulate organic nitrogen (PON).

La distribuzione dei valori di attività respiratoria evidenzia una maggiore produzione metabolica di CO_2 nelle stazioni 12 F, 12 C, 10 A, 10F. In generale l'attività respiratoria è più elevata lungo la colonna fino a 100 m e mostra i valori minimi nei campioni di fondo (Tab. 1), ad eccezione della staz. 12A dove è più bassa nello strato superficiale (2.64 ngC/l/h). Fra i dati di attività enzimatica ed i tassi respiratori si osserva un coefficiente di correlazione significativo solo in poche stazioni (st. 12A, r=0.979; st. 10C, r=0.987). Ciò può essere dovuto al fatto che l'attività respiratoria prende in esame sia la componente batterica che quella fitoplanctonica, mentre l'attività enzimatica riguarda prevalentemente la componente batterica.

In base ai valori integrati (0-100 m), per l'area investigata risulta nel complesso un'attività ETS di 1.5 g $O_2/m^2/g$ ed una produzione di CO_2 metabolica di 60.7 mg $C/m^2/g$.

Discussione

Lo stato trofico del sistema, come determinato dai valori relativi al contenuto in particellato organico, appare moderato, pur restando tuttavia confrontabile con il range di valori riportati per il Mediterraneo (Finenko e Zaika, 1970; Alcaraz *et al.,* 1985). La distribuzione dell'attività proteasica, analogamente a quanto osservato in altri ambienti marini e lacustri (Zaccone e Caruso, 1996; Chrost, 1990) evidenzia una maggiore incidenza negli strati sub-superficiali, probabilmente in relazione al maggior metabolismo dei batteri eterotrofi presenti a tale livello. Anche in prossimità del fondo il riscontro di una più elevata attività idrolitica è riconducibile alla intensa mineralizzazione batterica e rigenerazione dei nutrienti. Fattori abiotici (apporti di materiale organico o risospensione del sedimento) e biotici (predazione, blooms fitoplanctonici) da noi non valutati possono influenzare i livelli dell'attività enzimatica (Misic e Fabiano, 1996), ma quest'ultima risulta per lo più associata alle cellule microbiche (Hollibaugh e Azam, 1983; Hoppe *et al.,* 1988). In termini quantitativi, i valori di Vmax ottenuti nelle Isole Egadi risultano di circa un ordine di grandezza inferiori rispetto a quelli riscontrati in una zona costiera del mar Ligure da Karner and Rassoulzadegan (1995) (2100ngC/l/h). Il dato di 78.77 $mgC/m^2/g$ rilasciato complessivamente dall'attività enzimatica rappresenta un indice di quanto carbonio reso disponibile può essere incorporato nel microbial loop.

Quanto all'attività respiratoria, La Ferla *et al.* (1996) riportano per il Canale d'Otranto valori di CO_2 prodotta per respirazione pari a 211.2 $mgC/m^2/g$ (10-200 m), che è 3.5 volte più alto del valore da noi ottenuto. Dal rapporto tra il valore di produzione primaria (39.91 $mgC/m^2/g$) riportato da Magazzù e Andreoli (1972), ed il dato di CO_2 di 60.7 mg $C/m^2/g$ (0-100 m), si ottiene un valore P/R di 0.66. Assumendo un valore P/R pari a 1 come indice di un ecosistema maturo, in cui la quantità di carbonio assimilato è in bilancio con quella del carbonio prodotto per respirazione (Odum, 1956), l'area indagata si delinea come un ecosistema consumatore.

Dai valori di attività enzimatica e di azoto particellato è possibile distinguere all'interno dell'area due settori: il primo, settentrionale, caratterizzato da livelli di attività proteasica e di materia organica più elevati al fondo che in superficie, ed il secondo, meridionale, in cui il trend è esattamente l'opposto. Tale tipo di distribuzione è riconducibile alla presenza di una netta stratificazione delle masse

d'acqua responsabile di un confinamento delle risorse trofiche negli strati superficiali dell'area meridionale. Il progressivo affondamento del picnoclino, rilevato nella zona più settentrionale, consentirebbe peraltro un maggior apporto nutritivo in profondità, che spiega la maggiore attività riscontrata al fondo (Leonardi *et al.,* in press).

A livello delle stazioni meridionali 10C e 10F, in cui prevale la componente batterica (C/N<6), appare a nostro avviso maggiormente evidente la presenza di un più attivo microbial loop, sostenuto da microorgánismi rapidamente metabolizzanti, che determinano un rapido tasso di turnover dei substrati organici. In ambienti oligotrofici infatti i batteri presentano un veloce tasso di sviluppo (Peduzzi e Herndl, 1992) e costituiscono il principale componente della biomassa microbica, contribuendo per circa il 50% al carbonio organico particellato totale (Cho e Azam, 1990).

Summary

The results of a study on the particulate organic content and microbial (proteolytic and respiratory) activities carried out in Egadi Islands are reported. The rate of activity was estimated by using a fluorogenic substrate specific for the detection of peptide hydrolysis (Leu-MCA) and the ETSa (Electron Transport System assay) by the reduction of tetrazolium salt. Both methods evaluate only a potential metabolic activity; nevertheless, they provide useful information about the course of degradative microbial processes. Data recorded for all the parameters examined show a condition of moderate trophism. The estimated values are lower than those found in other Mediterranean regions. In particular, in the euphotic layer POC ranged from 49.6 to 51.8 µgC/l and PON from 6.2 to 7.6 µgN/l. Protease activity showed higher incidence in surface layers or at the water-sediment interface; mean values (0-100 m) ranged from 12.8 to 63.4 ngC/l/h, with a peak at 130.5 ngC/l/h. The highest rates of metabolic CO_2 production were found in the euphotic layer, ranging from 13 to 35.1 ngC/l/h. The comparison between PON and Vmax data points out the presence within the examined area of two distinct zones, of which the southern one is characterized by higher POC and PON and microbial activity levels in the upper layers, while an opposite trend was recorded in the northern region. The southern stations with the lowest C/N ratios (<6), referable to bacteria, showed also the highest microbial turnover rate; at these sites, we suggest the presence of an effective microbial loop, based on active metabolizing microorganisms, which allow a rapid organic matter processing.

Bibliografia

ALCARAZ M., ESTRADA M., FLOS J., FRAGA F. (1985) - Particulate carbon and nitrogen and plankton biomass in oligotrophic and upwelling systems. *Int. Symp. Upw. W. Afr. Inst. Inv. Pesq.,* Barcelona 1985, **1**: 435-448.

AZAM F., FENCHEL T., FIEL J.G., GRAY J.S., MEYER REIL L.A., THINGSTAD F. (1983) - The ecological role of water column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **10**: 257-263.

AZAM F., SMITH D.C., STEWARD G.F., HAGSTROM A. (1993) - Bacteria-organic matter coupling and its significance for oceanic carbon cycling. *Microb. Ecol.,* **28**: 167-179.

BARANGE M., GUTIERREZ E., FLOS J. (1991) - Variability of particulate organic carbon and nitrogen in the Namibian upwelling system. *Mar. Biol.,* **110**: 409-418.

CHO B.C., AZAM F. (1988) - Major role of bacteria in biogeochemical fluxes in the ocean's interior. *Nature,* **332**: 441-443.

CHO B. C., AZAM F. (1990) - Biogeochemical significance of bacterial biomass in the ocean's euphotic zone. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **63**: 253-259.

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.

FABIANO M. (1992) - Osservazioni sulla sostanza organica particellata nelle acque antartiche. In: Gallardo V.A., Ferretti O., Moyano H.I. (eds), *Oceanografia in Antartide,* ENEA - Centro EULA, Concepcion, Chile: 145-148.

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.

HICKEL W. (1984) - Seston in the Wadden Sea of sylt (German Bight, North Sea). *Netherlands Inst. Sea Res.,* **10**: 113-131.

HOLLIBAUGH J.T. and AZAM F. (1983) - Microbial degradation of dissolved proteins in seawater. *Limnol. Oceanogr.,* **28**: 1104-1116.

HOPPE H.G., KIM S.J., GOCKE K. (1988) - Microbial decomposition in aquatic environments: combined process of extracellular enzyme activity and substrate uptake. *Appl. Environ. Microbiol.,* **54**: 784-790.

HOPPE H.G., DUCKLOW H., KARRASCH B. (1993) - Evidence for dependency of bacterial growth on enzymatic hydrolysis of particulate organic matter in the mesopelagic ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **93**: 277-283.

KARNER M., RASSOULZADEGAN F. (1995) - Extracellular enzyme activity: indications for high short-term variability in a coastal marine ecosystem. *Microb. Ecol.,* **30**: 143-156.

LA FERLA R., AZZARO M., CHIODO G. (1996) - Microbial respiratory activity in the euphotic zone of the Mediterranean Sea. *Microbiologica,* **19**: 243-250.

LEONARDI M., AZZARO F., BONACCORSO A., CARUSO G., DECEMBRINI F., GIACOBBE S., JERACE S., MONDELLO D., MONTICELLI L., RINELLI P., SPANÒ N., ZACCONE R., DE DOMENICO E. - Dati preliminari sulle caratteristiche idrobiologiche del sistema acqua-sedimento nell'area delle Isole Egadi (Campagna Oceanografica Ega '96). *Atti XII Congresso A.I.O.L.,* in press.

MAGAZZÙ G., ANDREOLI C. (1972). Contributo alla conoscenza del fitoplancton e della produzione primaria delle acque costiere siciliane (Canale di Sicilia e Tirreno Occidentale). *Mem. Biol. Mar. Ocean.,* **2** (1): 1-30.

MISIC C., FABIANO M. (1996) - Hydrolytic activity determination: a functional approach to consumption and degradation processes study in aquatic environments. *Boll. Mus. Ist. biol. Univ. Genova,* **60-61**: 5-20.

NEWELL R.C., FIELD J.G. (1983) - The contribution of bacteria and detritus to carbon and nitrogen flow in a benthic community. *Marine biological letters,* **4**: 23-36.

ODUM H.T. (1956) - Primary production in flowing waters. *Limnol. Oceanogr.,* **1**: 102-117.

PACKARD T.T., DENIS M., RODIER M., GARFIELD P. (1988) - Deep-ocean metabolic CO_2 production: calculations from ETS activity. *Deep-Sea Res.,* **35** (3): 371-382.

PARSONS T.R., TAKAHASHI M., HARGRAVE B. (1984) - Biological oceanographic process. Pergamon Press, Oxford.

PEDUZZI P., HERNDL G.J. (1992) - Zooplankton activity fuelling the microbial loop: differential growth response of bacteria from oligotrophic and eutrophic waters. *Limnol. Oceanogr.,* **37**: 1087-1092.

ROSSO A.L., AZAM F. (1987) - Proteolytic activity in coastal oceanic waters: depth distribution and relationship to bacterial populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **41**: 231-240.

SHERR B.F., SHERR E.B., PEDROS-ALIO C. (1989) - Simultaneous measurement of bacterioplankton production and protozoan bacterivory in estuarine water. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **54**: 209-219.

ZACCONE R., CARUSO G. (1996) - Stima dell'attività proteasica batterica in Adriatico Settentrionale mediante substrati fluorogenici. *S.It. E., Atti,* **17**: 87-90.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 35-40

M. Innamorati, A. Melley, C. Nuccio

Laboratorio di Ecologia, Dipartimento di Biologia Vegetale, Università di Firenze,
Via Micheli 1 - 50121 Firenze, Italia.

CAMBIAMENTO GENERALE DELLE CARATTERISTICHE TROFICHE DEL MAR TIRRENO

GENERAL CHANGE OF TROPHIC CONDITIONS OF TYRRHENIAN SEA

Abstract

From 1982 to 1995 the trophic conditions of Tyrrhenian Sea revealed changes in nutrient concentrations: NO_2+NO_3 increased and PO_4 decreased. In the Surface and Intermediate Waters the N/P ratio increased from 6.1 to 19.6 and from 19.9 to 36.0, respectively. This alteration appears to be related to temperature and salinity increases suggesting some general modification in Mediterranean water masses.

Key-words: Tyrrhenian Sea, LIW, thermo-trophic change, N/P change.

Introduzione

Da oltre venticinque anni il Laboratorio di Ecologia dell'Università di Firenze studia i rapporti tra il fitoplancton e le condizioni ambientali del Mar Tirreno.

Particolarmente nell'ultimo quindicennio, è stato raccolto un numero di dati che permette di poter valutare la significatività non solo di modifiche delle caratteristiche di una zona rispetto alla situazione generale, ma anche di quelle coinvolgenti l'intero Mare.

Nel 1991, esaminando le relazioni tra nutrienti e mucillaggini che quell'anno appunto erano comparse, è stato constatato che le concentrazioni ed i rapporti fra azoto e fosforo nelle acque tirreniche erano drasticamente cambiati (Innamorati *et al.*, 1994; Innamorati, 1995). Degli strati di cui è costituita l'acqua del Mar Tirreno (superficiale, con acque atlantiche modificate, MAW e/o, a seconda della stagione, acque tirreniche superficiali, TSW; intermedio, di acque di origine levantina, LIW; profondo, DW; Tait, 1985; Astraldi e Gasparini, 1994), le LIW sono di particolare interesse, perchè trasportano un'elevata quantità di nutrienti (Bethoux, 1981; Bethoux *et al.*, 1997; Nair *et al.*, 1996), che, solo in piccola parte e durante l'omopicnia invernale, riesce ad essere trasferita agli strati superficiali.

Questi ultimi, tuttavia, permangono oligotrofici pur rifornendo lo strato intermedio della sostanza organica che sedimentando viene via via rimineralizzata. Il contributo delle LIW fertilizza così tutto il bacino. Infatti gli apporti nutritizi di origine tellurica ed atlantica nel Mar Tirreno sono molto meno importanti, essendo scarsi i primi, perché i fiumi sono pochi e di limitata portata, ed oligotrofici i secondi. Le LIW, quindi, sono responsabili della quasi totalità degli apporti trofici e, mantenendo le loro caratteristiche praticamente immutate durante l'anno, si può ritenere che non risentano delle variazioni meteo-climatiche delle zone attraversate. In questo lavoro vengono riesaminati tutti i dati disponibili delle nostre campagne per rilevare l'estensione temporale e spaziale del cambiamento constatato e considerarne l'eventuale contributo delle LIW.

Materiali e metodi

Di ciascuna delle campagne di seguito elencate sono stati utilizzati i profili verticali delle batisonde CTD (°C, S‰, γ_t, OD, pH, rH) e le analisi di nitriti, nitrati e fosfati inorganici disciolti (Strickland e Parsons, 1972) eseguite su acqua prelevata con campionatore Niskin (10 dm^3) generalmente a 0, 10, 25, 50, 75, 100, 150, 200, 300, 400, 500, 600, 700, 800 m. Per rendere omogenei nel tempo, nello spazio e numericamente equilibrati i dati derivanti dalle diverse campagne, sono state scartate le stazioni costiere, quelle con fondale inferiore a 100 m, quelle influenzate da acque fluviali e quelle a Nord dell'Isola di Gorgona. Nelle campagne in cui a parità di zona ed area vi era un numero elevato di stazioni rispetto alle altre, sono state scartate alcune stazioni allargando le maglie del reticolo. Infine sono stati utilizzati i dati compresi tra gli strati di 0-99 m e 100-400 m, sia per rappresentare le MAW/TSW e le LIW, che per rendere numericamente equilibrato il numero di campioni tra gli strati. Sono stati scartati inoltre tutti i campioni con valori inferiori alla soglia di sensibilità del metodo. Pertanto delle stazioni riportate in Tab. 1 ne sono state utilizzate ca. 400 e delle ca. 5000 analisi di NO2+NO3 e altrettante di PO4 solamente quelle riportate in Tab. 1.

Tab. 1 - Stazioni effettuate nelle varie campagne e numero di dati di NO_2+NO_3 e di PO_4 utilizzati.
Stations sampled in the different cruises and number of NO_2+NO_3 and PO_4 data used in this paper.

Campagna	Periodo	Stazioni (*)	Campioni utilizzati NO_2+NO_3	PO_4
Elba 1	2-8 ott. 1982	40	74	30
Elba 2	5-12 lug. 1983	101	215	223
ATT 1	3-12 set. 1985	69	154	54
ATT 2	21-28 nov. 1986	64	131	131
ATT 3	12-23 mar. 1987	92	210	216
ATT 4	6-18 apr. 1988	120	171	117
ATT 5	5-11 lug. 1988	63	166	142
ATT 6	22 nov. - 4 dic. 1988	75	171	90
ATT 7	15 feb. - 3 mar. 1989	114	250	195
ATT 8	25 lug. - 3 ago. 1989	86	91	91
Arci 1	19 giu.- 2 lug. 1990	32	92	92
Arci 2	7-17 mag. 1991	23	100	100
Arci 3	3-22 set. 1991	30	69	69
MuciNutri	28 dic. 91 - 28 lug. 92	24	30	30
MareT	26 mag. - 1 giu. 1993	18	63	63
ArciPico	16 mar. - 6 dic. 1995	25	77	77
	Totali	**976**	**2064**	**1720**

(*) Per l'ubicazione v. Innamorati *et al.* (1995)

Risultati

Le concentrazioni medie dei nutrienti (Fig.1) dal 1982-90 al 1991-95 sono cambiate nel senso che il PO_4 è diminuito da 0.09 a 0.06 µM, tra 0-99 m, e da 0.21 a 0.13 µM nello strato >100 m. NO_2+NO_3 è invece aumentato da 0.35 a 0.87 µM, tra 0-99 m, e da 3.41 a 4.12 µM in quello >100 m. Di conseguenza

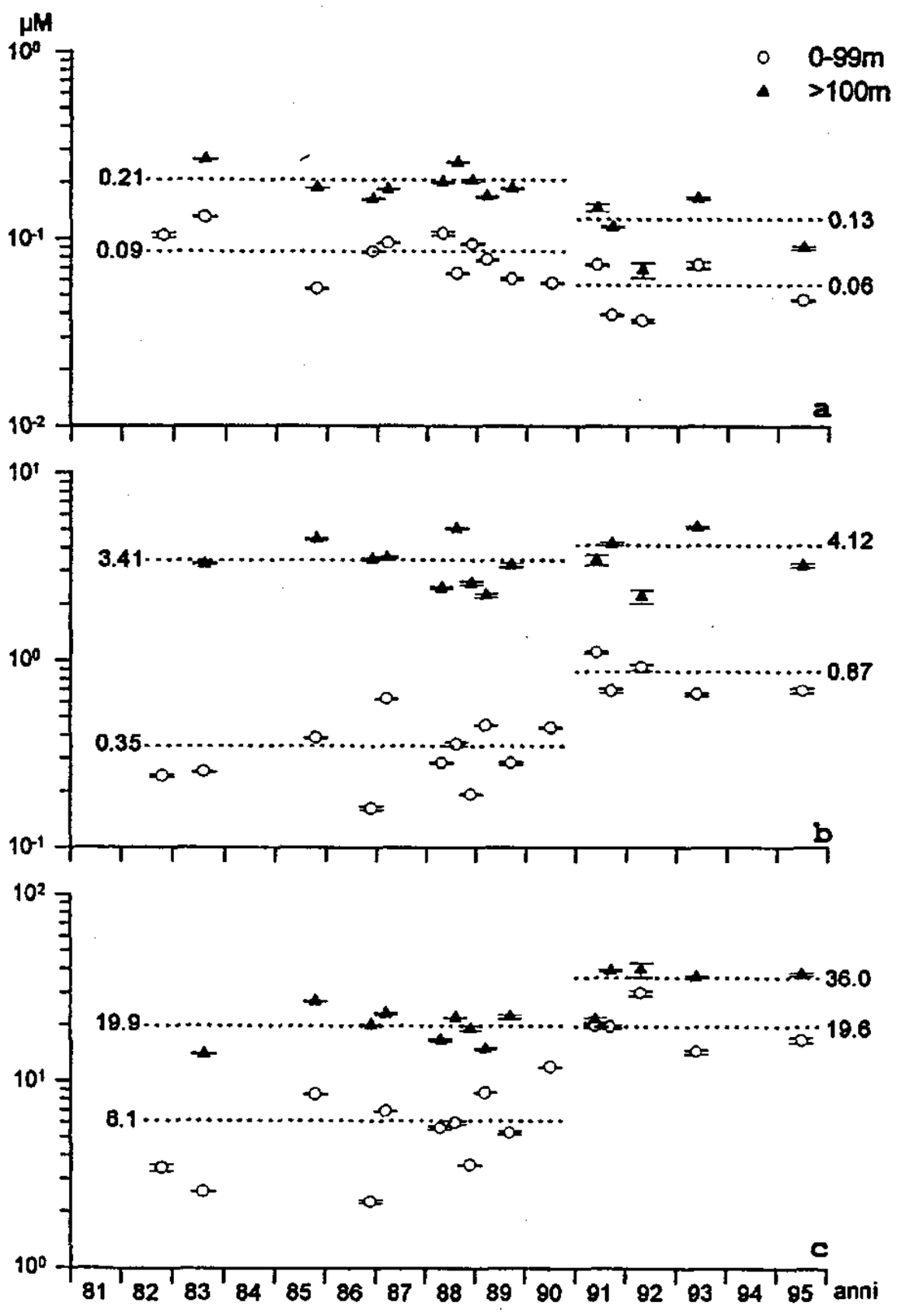


Fig. 1 - Medie delle concentrazioni di $P\text{-}PO_4$ (a), $N\text{-}(NO_2+NO_3)$ (b) e del rapporto N/P (c) ottenute dai dati delle campagne elencate nel testo per i due strati 0-99 e 100-400. E' indicato l'errore standard di ciascuna media e le medie generali per i periodi 82-90 e 91-95.

Mean concentrations of $P\text{-}PO_4$ (a), $N\text{-}(NO_2+NO_3)$ (b) and mean N/P values (c) obtained from data of cruises quoted in the text for 0-99 and 100-400 layers. Standard error of the means and general means for 82-90 and 91-95 periods are indicated.

il rapporto N/P è aumentato da 6.1 a 19.6, tra 0-99 m, e da 19.9 a 36.0, tra 100 e 400 m.

La Fig. 2 mostra che nella struttura estiva della colonna d'acqua le LIW prima e dopo il 1991 mantengono immutata la loro modalità di variazione termoalina nella collocazione alle temperature più basse ed alle più alte salinità. Pur tuttavia, anche tralasciando la variazione di salinità delle acque calde superficiali, le LIW dopo il 1991 presentano un'incremento di temperatura di ca. 0.6°C e di ca. 0.15‰ di salinità e la Fig. 3 evidenzia che nelle LIW la diminuizione del P e l'aumento dell'N, e quindi l'aumento del rapporto N/P, vanno di pari passo con l'aumento della temperatura.

Conclusioni

Il rapporto N/P=19.9 nelle acque intermedie prima del 1991 è in sintonia con quello rilevato da Souvermezoglou *et al.* (1992), Nair *et al.* (1994) e Béthoux *et al.* (1997), mentre quello attuale di 36.0 rappresenta un'alterazione delle acque Tirreniche che raggiungono così i livelli dell'Adriatico NW (Innamorati e Giovanardi, 1992), o comunque quelli di acque sottoposte a forte variabilità trofica. Il Mar Tirreno ha quindi subìto un cambiamento generale: da una situazione di azotocarenza, N<16P, precedente al 1991, è passato ad una spiccata fosforocarenza,

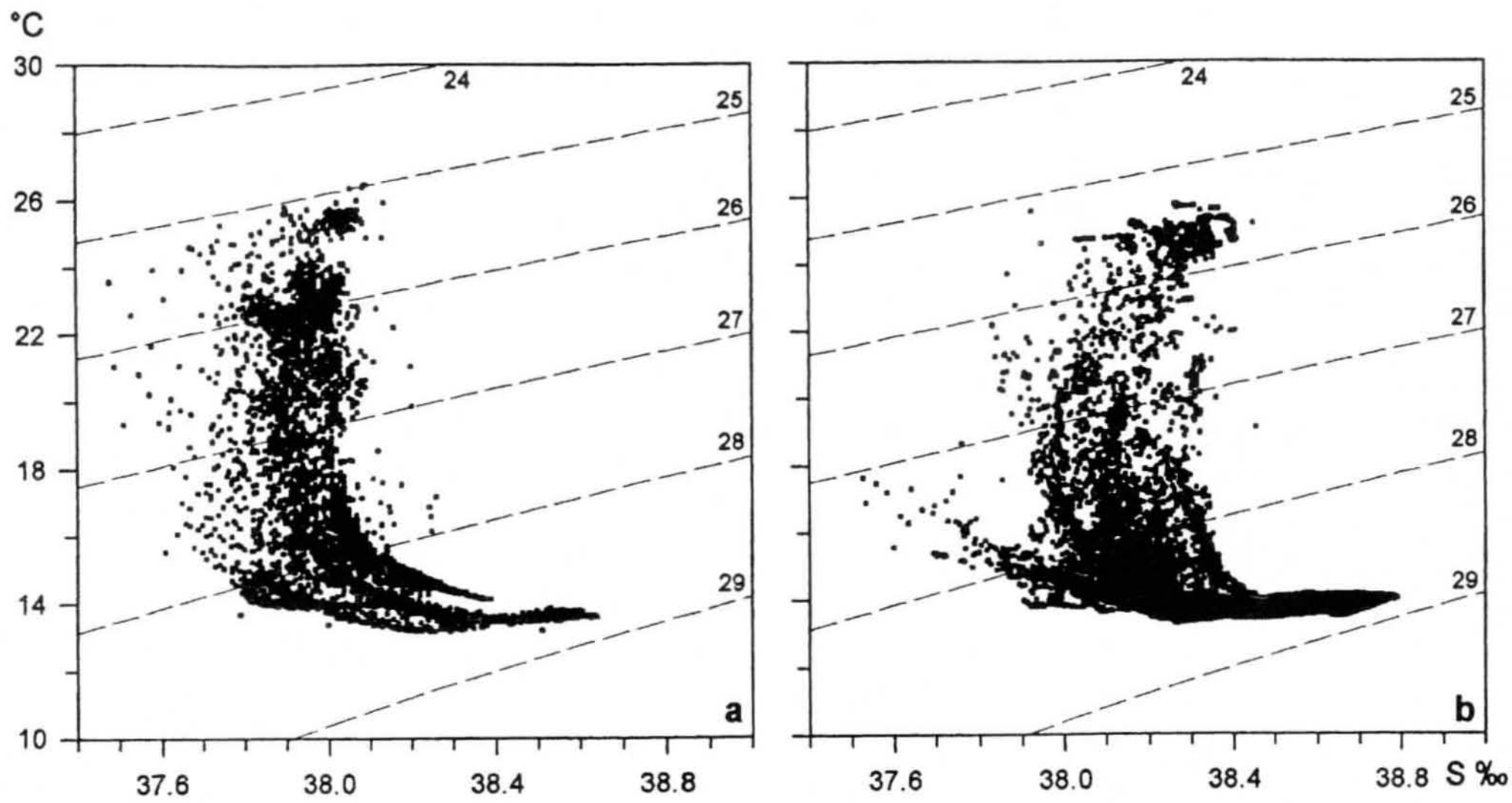


Fig. 2 - Diagrammi T°C-S‰-γ_t. Dati delle campagne estive dal 1982 al 1995: a) prima del 1990 (giu-set); b) dopo il 1990 (mag-set).

T°C-S‰-γ_t diagrams. Data of 1982-1995 summer cruises: a) before 1990 (Jun-Sep); b) after 1990 (May-Sep).

N>>16P. Ciò non può dipendere dal fatto che nelle diverse campagne le stagioni e le zone di campionamento non sono state sempre le stesse, poiché i fattori locali (temperatura dell'aria nelle diverse stagioni, apporti terrigeni, precipitazioni, circolazione locale) sono di limitata entità e non possono arrivare alle pro-

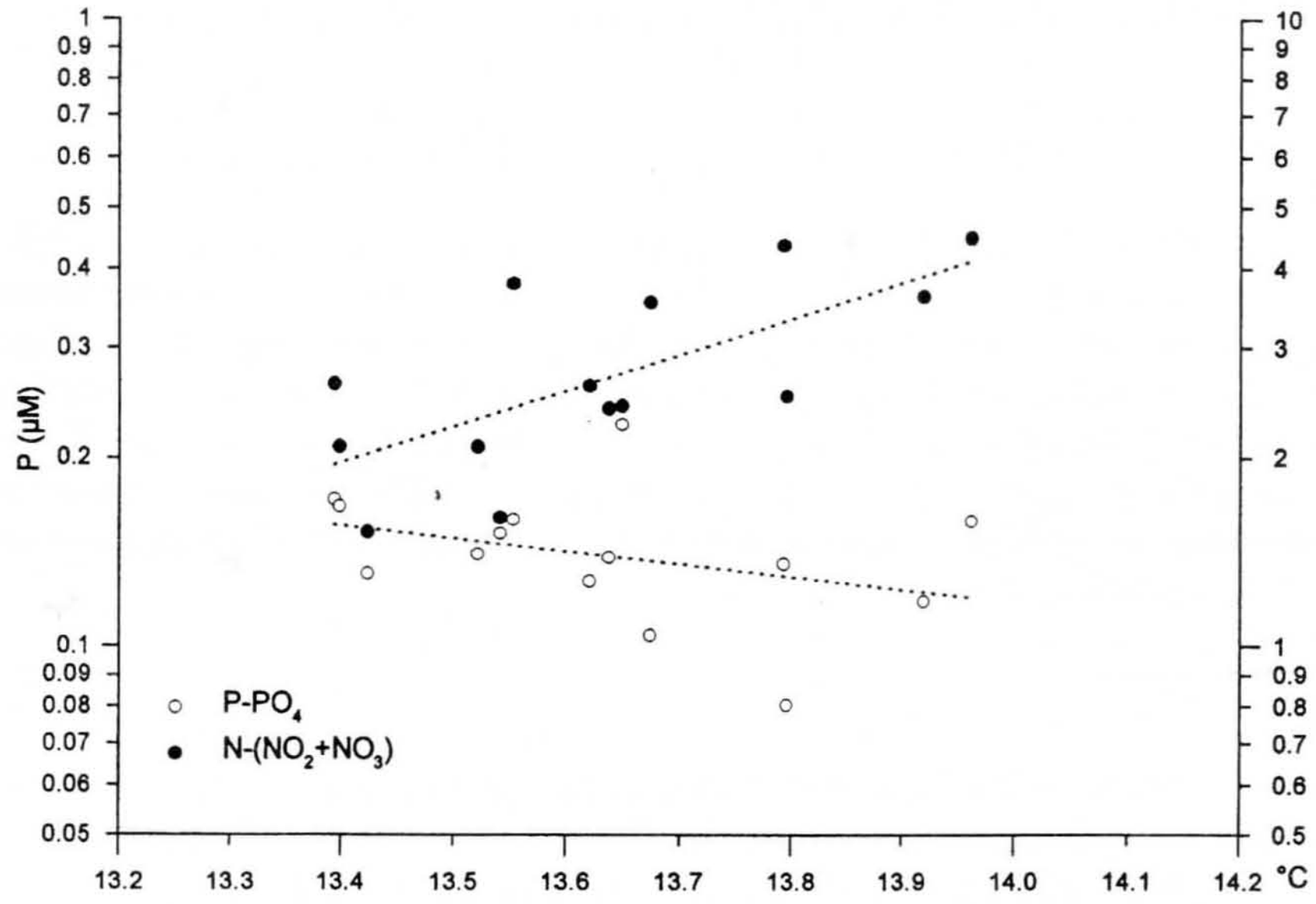


Fig. 3 - Concentrazione dei nutrienti e log(N/P) in funzione della temperatura nelle acque intermedie levantine (LIW) nel Mar Tirreno dal 1982 al 1995.

Nutrient concentrations and log(N/P) versus temperature in the Levantine Intermediate Waters in the Tyrrhenian Sea during 1982-1995.

fondità delle acque intermedie, né comunque interessare masse d'acqua così grandi. Che il fenomeno debba interessare una zona più estesa del Mar Tirreno è anche suggerito dal fatto che queste masse sono certamente di origine levantina, poiché mantengono immutata la loro collocazione e modalità di variazione termoalina lungo la colonna d'acqua: pertanto gli incrementi di temperatura e salinità (ca. 0.6°C e 0.15‰; Fig. 2) che presentano, non possono essersi originati altro che nella stessa zona di origine della massa d'acqua. In questa zona deve essersi quindi verificato anche l'aumento dell'azoto e la diminuzione del fosforo, poiché la Fig. 3 dimostra che sono chiaramente legati all'aumento della temperatura. L'incremento di temperatura delle LIW sembra che sia stato rilevato anche durante le campagne del progetto POEM nel Mediterraneo Orientale (Bombace G., Comunicazione verbale alla VIII[a] Rassegna del Mare, Mare Amico; Palermo 20-23/3/1997). Si tratta pertanto di un cambiamento generale che è avvenuto, e che sta avvenendo, al minimo anche nelle zone di provenienza e di formazione delle LIW, principali responsabili degli apporti nutritivi nel Tirreno.

Si pone il problema di indagare in che misura una variazione di questa portata, sia per l'intensità che per l'estensione, possa essere naturale o artificiale, e collegata o meno alla attività batterica produttrice dei nutrienti tramite le variazioni termoaline a loro volta collegate all'aumento globale della temperatura dell'aria. Vanno anche tenute presenti alcune delle modifiche apportate dall'uomo alle condizioni trofiche del Mediterraneo (aumento delle zone eutrofizzate, alterazione dei regimi fluviali), che potrebbero incominciare a far sentire i loro effetti anche nelle acque intermedie.

Addenda

Williams (1998), in una rassegna uscita durante la revisione di questo manoscritto, riporta che J.P. Béthoux e B. Gentili nelle acque profonde (2000-2600 m) del Mediterraneo Nord Occidentale hanno rilevato un incremento di 0.13°C e di 0,04‰ di salinità. Le interpretazioni concordano con le nostre sia per quanto riguarda la vastità, che per la zona di origine e le possibili cause del fenomeno.

Summary

During the last twenty-five years the Laboratory of Ecology of the University of Florence carried out researches in the Tyrrhenian Sea on the relationships between phytoplankton and environmental conditions. Data collected during 1991 revealed a drastic change in nutrient concentrations and N/P ratio. Therefore from all the results of the analyses (dissolved NO_2, NO_3, PO_4) and measures (°C, S‰, γ_t; from CTD profiles) carried out since 1982, a subset of data, numerically comparable for the different seasons, areas, Surface Water (SW), Levantine Intermediate Water (LIW) and excluding coastal samples, has been re-examined. Data of 391 from the 976 sampled stations have been selected, and 2064 samples of NO_2+NO_3 and 1720 of PO_4, from the about 5000 previously collected, have been processed as split into the two layers of the SW (0-99 m) and of the LIW (100-400 m). This study shows that from 1982 to 1995 the NO_2+NO_3 increased from 0.35 to 0.87 µM in the SW and from 3.41 to 4.12 µM in the LIW, vice versa PO_4 decreased both in the SW from 0.09 to 0.06 and in the LIW from 0.21 to 0.13 µM. Consequently the N/P increased from 6.1 to 19.6 in the SW and from 19.9 to 36.0 in the LIW. The structural pattern of the summer water

column it is not essentially changed after 1990, but, also neglectig the salinity variations of warm SW, the LIW has been subjected to increments of 0.6°C and 0.15‰ of salinity which are significant for these waters. Our data indicate that variations of N, P and N/P in the LIW has are directly related to temperature. These trophic and thermohaline changes cannot be influenced by local perturbations effects (river flows, land runoff, rain fall) which have a spatial and temporal scale much more restricted than the one of the LIW and cannot reach the depth nor affect the so large masses of the intermediate waters which do not change their features during the year. Therefore a general trophic and thermohaline modification originating in the Eastern Mediterranean Sea, where the LIW takes origin, since 1991 has reached the Tyrrhenian Sea and now probably all the Western Mediterranean Sea. If the causes are natural or artificial cannot be judge, but it must be taken in mind that the bacterial activity producing nutrients is related to thermohaline variations in turn affected by global air temperature increase. Also the man-made alterations of the flow of great rivers and of nutrient ratios by marine coastal eutrophication may be concerned.

Bibliografia

ASTRALDI M., GASPARINI G.P. (1994) - The seasonal characteristics of the circulation in the Tyrrhenian Sea. In: *Seasonal and interannual variability of the Western Mediterranean Sea.* Coastal and Estuarine Studies, American Geophysical Union, **46**: 115-134.

BETHOUX J.P., (1981) - Le phosphore et l'azote en Mer Méditerranée, bilans et fertilité potentielle. *Mar. Chem.*, **10**: 141-158.

BETHOUX J.P., MORIN P., CHAUMERY C., CONNAN O., GENTILI B., RUIZ-PINO D. (1997) - Nutrients in the Mediterranean Sea, mass balances and statistical analysis of concentration with respect to environmental changes. *Mar. Chem.*, submitted.

INNAMORATI M. (1995) - Hyperproduction of mucilages by micro and macro algae in the Tyrrhenian Sea. *Sci. Total Envir.*, **165**: 65-81.

INNAMORATI M., GIOVANARDI F., (1992) - Interrelationships between phytoplankton biomass and nutrients in the eutrophicated areas of the North-Western Adriatic Sea. *Sci. Tot. Envir.*, Suppl. 1992: 235-250

INNAMORATI M., LAZZARA L., NUCCIO C., MORI G., MASSI L. (1995) - Nutrienti, biomassa e produzione fitoplanctonica nell'Alto Tirreno Toscano. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem. Ser. A*, **102**: 137-150.

INNAMORATI M., MELLEY A., CASTELLI C., BALZI M. (1994) - Mucillaggini e stato trofico delle acque nel Mar Tirreno. *Atti 10° Congr. A.I.O.L.*: 513-523.

NAIR R., CATTINI E., GASPARINI G.P., ROSSI G. (1994) - Circolazione ciclonica e distribuzione dei nutrienti nel Tirreno Settentrionale. *Atti 10° Congr. A.I.O.L.*: 65-76.

NAIR R., DELL'AMICO F., ROSSI G., ALIANI S., DI ROSA G., DI MARTINO G., MORGIGNI M., GASPARINI G.P. (1996) - Hydrological and chemical fields in the Sardinia Sicily Opening, Southern Tyrrhenian Sea. *Atti 11° Congr. A.I.O.L.*: 615-624.

SOUVERMEZOGLOU E., HATZIGEORGIOU E., PAMPIDIS I., SIAPSALI K. (1992) - Distribution and seasonal varibility of nutrients and dissolved oxigen in the northeastern Ionian Sea. *Oceanol. Acta*, **15**: 585-594.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) - A practical handbook of seawater analises. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*, **167**: 49-90.

TAIT R.I. (1985) - The physical oceanography of the Tyrrhenian & Ligurian Seas. *Atti 6° Congr. A.I.O.L.*: 49-84.

WILLIAMS N. (1998) - The Mediterranean beckons to Europe's oceanographers. *Science,* **279**: 483-484.

Ricerca finanziata per progetti di interesse nazionale dal MURST 40%

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 41-46

P. CARTEI, M. INNAMORATI, C. MELILLO

Laboratorio di Ecologia, Dipartimento di Biologia Vegetale
Università di Firenze, Via Micheli, 1 - 50121 Firenze, Italia.

OMEOSTASI TROFICA MODULATA DAL MARE ED IPERTROFIA AUTOCTONA LAGUNARE

TROPHIC HOMEOSTASIS SEA MODULATED AND LAGOON AUTOCHTHONOUS HYPERTROPHY

Abstract

In the chronically hypertrophic Orbetello Lagoon the variations of the main ecological factors and nutrients production are seasonal, synchronised everywhere and without noticeable effects within water body of actual urban and aquacultural sewage discharge. The hypertrophy and related eutrophication crisis are basically autochthonous, sustained by benthic organic matter degradation also enriched for ages of sewage discharge within sediments. The actual elimination or treatment by waste disposal actual sewage cannot lower the eutrophication effects: larger exchanges with the sea are necessary.

Key-words: lagoon, eutrophication, nutrients, sediments, Orbetello.

Introduzione

La Laguna di Orbetello occupa 27 ha, è profonda in media 1 m, ed ha un limitato ricambio con il mare, mediante i canali di Nassa a NO e di Ansedonia a SE, e con il fiume Albegna attraverso il canale di Fibbia a NO. I bacini di Levante e di Ponente, che la costituiscono, sono divisi da un ponte diga di 1 km; questo ne ostacola la circolazione, avendo solo 6 piccole luci di ca. 70 m di lunghezza in totale.

Gli scarichi fognari e d'ogni altro tipo, specie negli ultimi decenni, hanno esaltato la naturale tendenza all'eutrofia dei bacini praticamente chiusi. Questa è diventata ipertrofia cronica e si sono avute crisi di eutrofizzazione più frequenti con estese morie (Lenzi e Salvadori, 1987). Negli ultimi anni si sono avute nel 1966, 69, 70, 81, 83, 86, 88, 89, 92 e nel 93 con addirittura una moria di ca. 90 t di pesce (N. Mattei, comunicazione personale). Tuttavia, anche in secoli non sospettabili di elevata densità e attività antropica inquinante quali il 1700 e 1800, si sono avuti periodi ipertrofici con crisi molto peggiori, alternati a periodi di buona qualità delle acque e buona pesca. Ciò accadeva a seconda che il ricambio con il mare si fosse o venisse ridotto od aumentato, fino a riportare la laguna alla sua naturale eutrofia ed ad evitare le crisi (Del Rosso, 1905). Quella del 1993 ha determinato dei provvedimenti urgenti del governo.

Le più recenti ricerche (si citano solo le ricapitolative dei gruppi: Cognetti *et al.* 1978; Lenzi e Salvadori, 1986; TEI, 1989; Bucci *et al.*, 1992), hanno individuato molteplici aspetti dello stato del sistema, ma non sempre hanno potuto svolgere i rilevamenti dei principali fattori contemporaneamente, su molteplici punti e con frequenza e durata tali da permettere di definire quantitativamente lo svolgimento stagionale dei principali processi e le loro interdipendenze su tutta la Laguna. Con tale fine è stata intrapresa questa indagine della quale si riportano i principali risultati.

Materiali e metodi

Dal settembre 95 sono stati eseguiti rilievi quindicinali su 6 stazioni, alle quali, dal marzo 96, ne sono state aggiunte altre 17, alternando quindicinalmente i campionamenti sulle 6 con quelli su tutte le 23. Le campagne di misura sono in prosecuzione. In ciascuna stazione sono stati effettuati: il profilo verticale, ogni 10 cm, di temperatura, conducibilità, salinità, densità, ossigeno disciolto, pH, potenziale di ossidoriduzione con batisonda Idronaut 401 calibrata per le alte salinità; un campionamento di 2 dm^3 di acqua a 30 cm di profondità, per le analisi di Ntot, Ptot, NH_3, NO_2, NO_3, PO_4, clorofeopigmenti (Innamorati *et al.*, 1990), sostanza organica disciolta colorata (CDOM o gilvina; Bricaud *et al.*, 1981). Su 10 campioni di sedimento, prelevati in stagioni differenti, è stato determinato il peso della sostanza organica (ceneri/peso secco; 80°C×48^h; 500°C×48^h) e su alcuni di questi il C organico (Gaudette, 1974).

Risultati

La distribuzione temporale dei principali fattori ambientali presenta una regolarità stagionale ed una sincronia tra tutte le stazioni, con scarti molto limitati, che denotano una sostanziale omogeneità di tutta la Laguna. In alcuni casi si discostano da tale comportamento la st. 1, in prossimità del canale di Nassa,

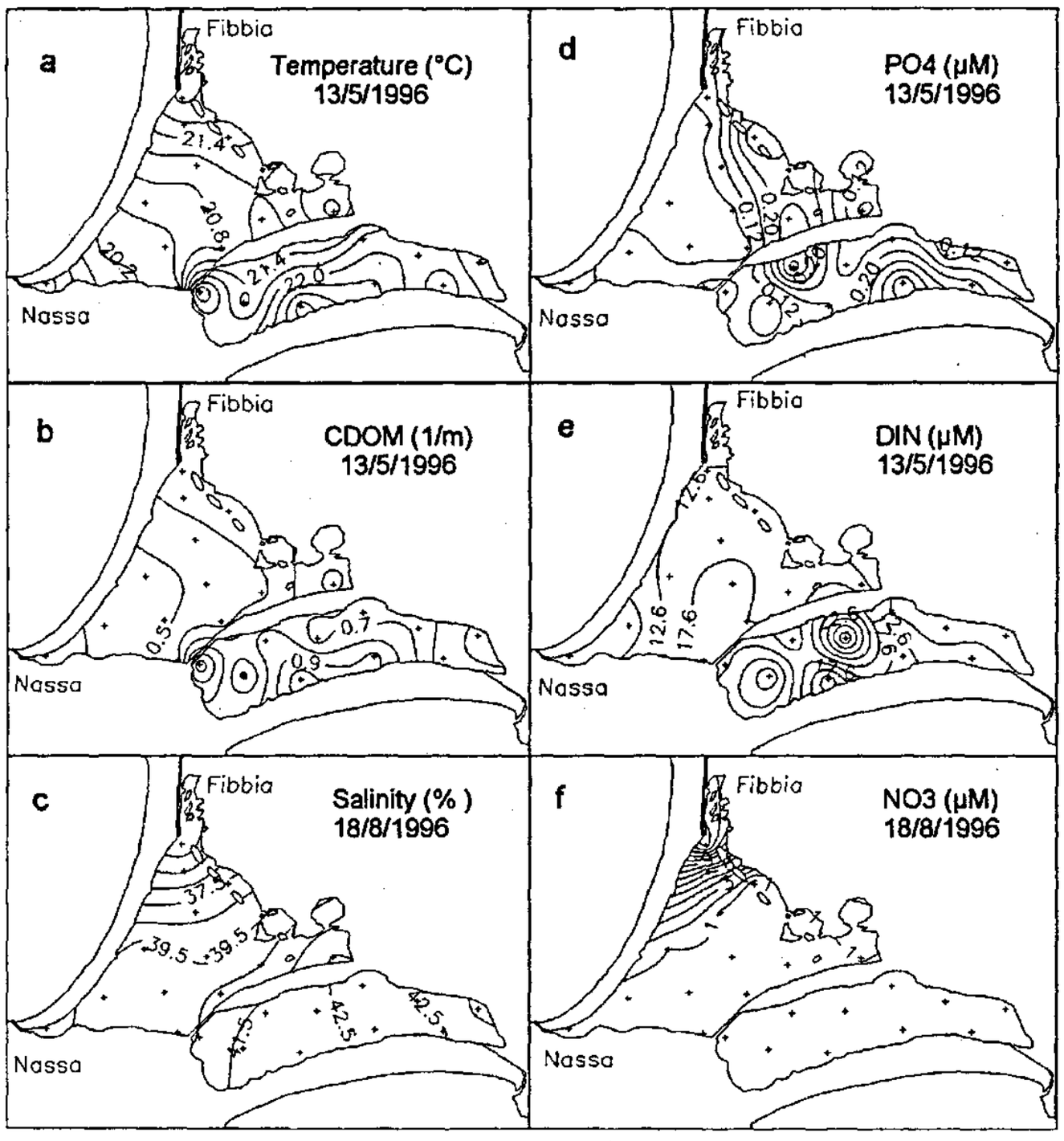


Fig. 1 - Laguna di Orbetello. Isoplete dei fattori rilevati sulle 23 stazioni (+) nella primavera e nell'estate 1996.

Orbetello Lagoon. Isoplethes of selected parameters in the 23 stations (+) at May 13th 1996 and August 18th 1996.

quando entra il flusso mareale (Fig. 1c), e la st. 3, in prossimità di quello di Fibbia, quando viene fatta entrare l'acqua del fiume Albegna, che diminuisce la salinità ed apporta invece un carico di nutrienti provenienti dall'agricoltura (Fig. 1c,f). L'irradianza, le precipitazioni, la scarsità del flusso marino e fluviale e la forte evaporazione determinano una grande ampiezza di oscillazione della temperatura (7-28°C) e della salinità (27-46‰) che in estate risultano in media maggiori a Levante che a Ponente (Fig. 1a, c). La distribuzione spaziale della salinità (Fig. 1c) dimostra il potere del flusso mareale di modularne l'ampiezza di oscillazione nei casi in cui riesce a proseguire dal canale di Nassa in quello sublagunare, detto Canale Navigabile, e ad interessare la Laguna di Ponente; a quella di Levante non vi arriva mai, sia per la distanza che per l'ostacolo frapposto dal ponte-diga. Nel maggio 96, per abbassare temperatura, salinità e nutrienti, l'acqua di mare è stata forzata, mediante le idrovore dei canali di Nassa e di Fibbia (ca. 15 m^3/s), nel bacino di Ponente per farla uscire, passando in quello di Levante, dal canale di Ansedonia. I 27×10^6 m^3 della Laguna avrebbero potuto essere così ricambiati in 20-30 giorni. Le Figg. 1a, b, d, e dimostrano che l'effetto ha interessato solo metà del bacino di Ponente, cioè che circa i 3/4 dell'acqua di mare introdotta sono evaporati.

Anche l'azoto inorganico disciolto presenta oscillazioni stagionali. Sono comprese tra 60 µM in inverno e 5 µM nelle altre stagioni (Fig. 2). L'incremento invernale del 95/96 è dovuto quasi esclusivamente all'NH_3, mentre nell'inverno

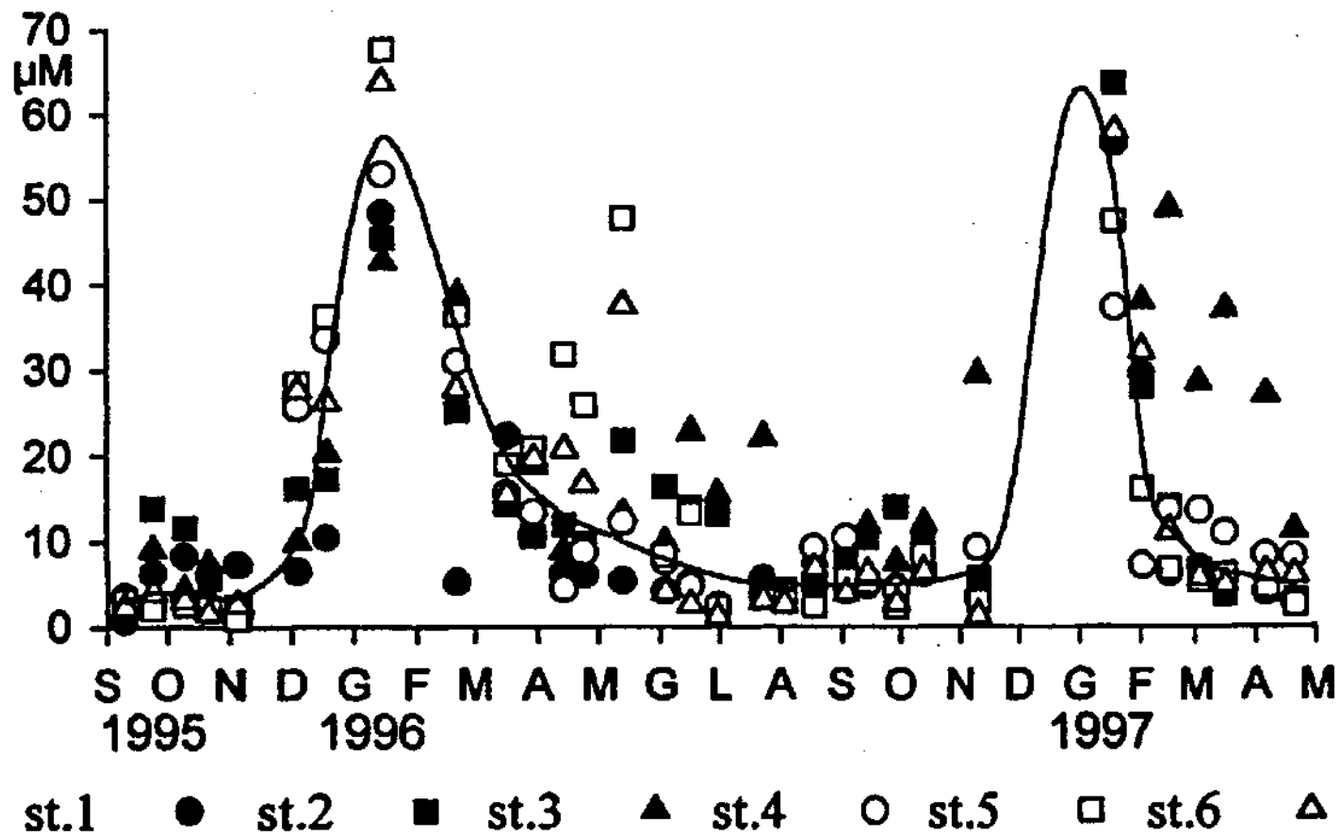


Fig. 2 - Variazioni dell'azoto inorganico disciolto dal 1995 al 1997 nelle stazioni 1-6.
DIN variation from 1995 to 1997 in the 1-6 stations.

96/97 all'NO_2 e principalmente all'NO_3. Le oscillazioni in tutte le stazioni sono praticamente sincrone, quasi sempre con minimi scarti tra loro, ed indipendenti dalla vicinanza degli scarichi urbani e dell'acquacoltura. In particolare a Levante, dove non vi sono scarichi e non vi arriva l'acqua dal mare, anche a causa della diga, si riscontrano i maggiori livelli di nutrienti e di sostanza organica (Fig. 1b, d, e) e più frequentemente e intensamente vi hanno luogo ed inizio le anossie da crisi distrofiche.

Il fosfato è più variabile fra le stazioni, ma ha comunque una stagionalità con massimi in estate e minimi invernali.

La variazione stagionale dell'ossigeno disciolto si presenta sostanzialmente regolare, cioè controllata dalla temperatura, come anche da altri rilevato (Caprioli *et al.*, 1988). In inverno lo fa arrivare fino a 9 mg/l. Nelle altre stagioni aumenta la variabilità fra le stazioni a causa della fotosintesi macroalgale ed in un caso arriva fino a 14 mg/l (200%).

Dal 3/96 le medie di pH ed Eh, attorno alle quali oscillano le variazioni stagionali, sono aumentate da 7,5 a 8,0 pH e da 50 a 130 mV, mentre le ampiezze di oscillazione sono diminuite da 0,50 a 0,25 ΔpH e da 80 a 0,25 mV di ΔEh.

I clorofeopigmenti, sia nel corso dell'anno, sia fra le stazioni, presentano la tipica variabilità irregolare dei corpi d'acqua ipertrofici: la media è di circa 10 mg/m^3, il massimo di 70 ed il minimo, che si protrae per lungo tempo, è sui 5 mg/m^3.

Anche la sostanza organica disciolta varia con le stagioni: se ne discostano la st. 1 e la 3, rispettivamente per effetto del mare e del fiume.

I sedimenti sono sempre anossici, con Eh negativo e ben avvertibile produzione di H_2S. La media della sostanza organica è molto elevata, 16,24% del peso secco: è significativamente ($P \leq 0,004$) maggiore a Levante (19,58%) che a Ponente (12,90%) ma con ca. lo stesso contenuto di C: 29,11%.

Conclusioni

Questi risultati, grazie all'alta frequenza spaziale e temporale dei rilevamenti condotti per quasi un biennio, dimostrano che i fattori ecologici ed i processi che ne dipendono, particolarmente la produzione dei nutrienti, presentano oscillazioni stagionali che sono sincrone in tutti i punti della laguna e non influenzate dagli attuali apporti da terra. Ciò significa che tutto il corpo d'acqua è un'unica unità funzionale la cui dinamica è sostanzialmente omogenea e che la causa attuale e prevalente dell'ipertrofia e delle crisi di eutrofizzazione è autoctona. Anche le variazioni, riscontrate dal 96, di aumento del pH ed Eh e la prevalenza di NO_3 ed NO_2 su NH_3, esprimono una modifica funzionale dell'ecologia microbica della laguna che l'ha nello stesso tempo globalmente interessata. I fattori che agiscono contemporaneamente, ed anche periodicamente, su di una sorgente produttrice di nutrienti omogeneamente distribuita sulla laguna, sono quelli meteoclimatici stagionali e la sorgente è il sedimento: particolari combinazioni di irradianza, temperatura dell'acqua, di calme e stagnazione, ecc., favoriscono l'attività microbica, prevalentemente di mineralizzazione della sostanza organica che si trova in concentrazione molto elevata nel sedimento, e quella chimica produttrici dei nutrienti.

A Ponente l'azione modulatrice del mare risulta evidente nel ridurre gli estremi e riesce a sovrastare gli effetti della produzione dei nutrienti, della degradazione della sostanza organica dei sedimenti, degli apporti di NO_3 dall'Albegna e degli scarichi dei depuratori di Neghelli e di Albinia.

L'ipertrofia autoctona e l'omeostasi indotta dal mare sono già state pensate e proposte da Del Rosso (1905). Qui se ne dà per la prima volta un'esauriente dimostrazione sperimentale e quantitativa: questi sono gli unici processi attuali di rilevanza per questa laguna, essendo, secondo noi ed in accordo con Bacci *et al.* (1992), gli effetti degli scarichi, eccetto l'apporto dell'Albegna, del tutto ininfluenti sull'ipertrofia e sulle crisi. Accumulandosi nel tempo hanno contribuito e potranno contribuire significativamente alla ipertrofia. Le informazioni sin

ora disponibili, rilevate a bassa frequenza spaziale e temporale, asincrone e per breve durata, hanno portato ad individuare negli scarichi la principale causa dell'ipertrofia e delle crisi: depurandoli, o eliminandoli in mare, si è pensato che avrebbero potuto essere attenuata l'una ed eliminate le altre. I nostri risultati suggeriscono invece che la depurazione, se riuscisse ad eliminare totalmente i nutrienti prodotti, potrebbe essere soltanto una sicurezza per i decenni futuri, mentre attualmente e per i decenni prossimi vi è l'assoluta necessità di aumentare notevolmente gli scambi con il mare.

Summary

The Orbetello Lagoon is a very eutrophicated basin of 27 ha and about 1 m deep, connected to the sea by three long and narrow canals. Since 1700 historical reports pointed out that hypertrophic periods occurred, particularly in 1800, when turnover with seawater decreased. From 1960 to now frequent anoxic crises have caused the death of many tons of fish. During the 70s several studies have described the biotic and abiotic characteristics of the lagoon and have indicated the antropic wastes as the main reasons of the increasing lagoon eutrophication.

During the last two years, this study has collected on 23 stations every a fortnight, samples and measures of the main ecological factors (°C, S‰, O_2, pH, Eh, DIN, DIP, TN, TP, CDOM, Chl, and some analysis of POM and POC from the sediments. The seasonal variations of the factors are enough regular and also the nutrients evidenced this regular quasi-cyclical trend of the Lagoon, although with differences between years. The most important feature of these variations is the synchrony of all factors in all the stations also of the nutrients, even if in this case the different areas show a different contribution (Fig. 1) as showed by the concentrations measured (Fig. 2). It is also evident that the distribution of the high nutrient concentrations is not influenced by sewage discharges, showing the authochtonous origin of the nutrients from the bottom sediments. This is also showed by the fact that in the east basin the nutrient concentrations are higher than in the west basin, although the east basin is more isolated from all sewage discharges which are only in the west basin. From a preliminary study on the sediments, highly enriched of organic matter (16.24%), it is evident that the frequent anoxic crises are mainly caused by stagnant water and reduced exchange with seawater. This causes the beginning of anoxic phenomena in the sediments which release more nutrients and H_2S. The enhanced macroalgal production and the higher night time respiration with the H_2S liberation, cause the huge faunas death. In the west basin, the modulate sea action, favoured by the more large and short canal of Nassa, prevents the beginning of eutrophic phenomena. To lower nutrients, temperature and salinity in the summer and especially to prevent anoxic conditions in the sediment, it is far more effective to improve the exchange between the eutrophic water of the Lagoon and the oligotrophic seawater, than reduce the sewage discharge.

Bibliografia

BRICAUD D., MOREL A., PRIEUR L. (1981) - Absorbtion by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. *Limn. Oceanogr.,* **26**: 43-45.

BUCCI M., GHIARA E., GORELLI V., GRAGNANI R., IZZO G., MORGANA J.G., NAVIGLIO L., UCCELLI R. (1992) - Ecological conditions in the Orbetello Lagoon and suggested action for its restoration. *Sci. Tot. Envir.,* Supplement 1992: 1179-1188.

CAPRIOLI R., GHIARA E., MIGNUZZI C., ORLANDI C. (1988) - Risanamento della Laguna di Orbetello: ciclo stagionale dei nutrienti (marzo-dicembre 1987) e caratteristiche geochimiche delle acque. *ENEA RT/PAS/88/9.*

COGNETTI G., DE ANGELIS M., ORLANDO E., BONCIVINI PAGLIAI A., VARRIALE A.M., CREMA R., MARI M., MAURI A., TONGIORGI E., ZUNARELLI R., DE FRAJA FRANGIPANE E., BRAMBATI A., GIACCONE G., OLIVOTTI R. (1978) - *Risanamento e protezione dell'ambiente idrobiologico delle lagune di Orbetello.* Regione Toscana, Comune di Orbetello: 144 pp.

DEL ROSSO R. (1905) - *Pesche e peschiere antiche e moderne nell'Etruria marittima.* Premiato Stabilimento Tipografico Osvaldo Paggi, Firenze: 2 vol.: 764 pp., 250 illustr.; vedi pp. 311-331 e 322-325.

GAUDETTE H.E., FLIGHT W.R., TONER L., FOLGER D.W. (1974) - An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. *J. Sediment. Petrol.*, **44**: 249 - 253.

INNAMORATI M., FERRARI I., MARINO D., RIBERA D'ALCALA' M. (1990) - Metodi nell'ecologia del plancton marino. *Nova Thalassia*, **11**: 123-160, 171-198, 207-224.

LENZI M., SALVADORI R. (1987) - Eutrofizzazione, distrofie e produzione ittica nella laguna di Orbetello. *Mus. Civ. St. Nat. Grosseto*, **9-10**: 45-55.

TEI S.p.A. (1989) - *Intervento globale di risanamento delle Lagune di Orbetello dal fenomeno di eutrofizzazione del corpo idrico; rapporto finale.* Ministero dell'Ambiente, Regione Toscana, Provincia di Grosseto: 108 pp.

Ricerca finanziata dal Commissario Straordinario per il Risanamento della Laguna di Orbetello.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 47-55

O. CATTANI, M. MONARI, G. VITALI, A. SELLI, C.R. FERRARI*, M.G. CORNI**

Dipartimento di Biochimica, Università di Bologna, Via Tolara di Sopra, 50
40064 Ozzano Emilia (BO), Italia.
*A.R.P.A.- Struttura Oceanografica Daphne - Cesenatico, Italia.
** Dip. di Biologia E.S., Università di Bologna, Italia.

RUOLO DELLA GLUTAMMATO DEIDROGENASI NAD-DIPENDENTE NELL'ESCREZIONE DELLO IONE AMMONIO IN POPOLAMENTI DI MESOZOOPLANCTON DELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE

ROLE OF NAD-DEPENDENT GLUTAMATE DEYDROGENASE IN AMMONIUM EXCRETION IN MESOZOOPLANKTON ASSEMBLAGES OF NORTHERN ADRIATIC SEA

Abstract

Values of NAD-dependent glutamate dehydrogenase activity in mixed zooplankton sampled from March '95 to May '96 at a station located 15 km off Cesenatico are reported. GDH showed a typical Michaelis-Menten kinetics with high seasonal variations of maximal activity. ADP was an activator and GTP resulted a strong inhibitor. A strong positive correlation of GDH activity versus NH_4^+ excretion rate was found.

Key-words: GDH NAD-dependent activity, NH_4^+ excretion, Northern Adriatic Sea, mesozooplankton.

Introduzione

La glutammato deidrogenasi (GDH) è un enzima chiave del metabolismo azotato e svolge un ruolo importante nella formazione dei prodotti di escrezione dell'azoto (dissimilazione) e nel suo riciclo all'interno dell'organismo. Questo enzima è ampiamente distribuito negli organismi viventi nei quali si trova in forme diverse relativamente alla sua associazione con i nucleotidi co-substrati (NAD e NADP) (Hudson e Daniel, 1993). Nella maggior parte degli animali acquatici la GDH, prevalentemente associata alla forma non fosforilata (NAD), è la principale responsabile della produzione dello ione ammonio (Walton e Cowey, 1977; Bidigare e King, 1981; van Waarde, 1983).

La GDH catalizza la deaminazione ossidativa (GDH NAD-dipendente) del L-glutammato a α-chetoglutarato ed ammoniaca secondo la reazione:

$$H_2O + \text{glutammato} + NAD^+ \longleftrightarrow \alpha\text{-chetoglutarato} + NADH + H^+ + NH_4^+$$

Questa reazione è reversibile e può catalizzare, in senso riduttivo (GDH NADH-dipendente), la sintesi del glutammato dall'α-chetoglutarato.

La mancanza di attività della GDH rilevata nelle prime ricerche su invertebrati estuarini era da attribuirsi molto probabilmente a tecniche estrattive poco efficienti o concentrazioni non ottimali degli attivatori (Reiss *et al.*, 1977). Successivamente questo enzima è stato messo in evidenza in particolare in diverse

specie di crostacei. Schoffeniels (1964, 1965) e Reiss *et al.* (1977), trovando che l'attività in direzione ossidativa era molto bassa rispetto a quella in direzione riduttiva, suggerirono che la reazione potesse favorire la sintesi del glutammato. Pertanto questi autori ritennero che l'azione della GDH avesse una maggiore importanza nei processi di regolazione osmotica piuttosto che nella produzione di ammonio. Al contrario Le John *et al.* (1968) e Campbell (1973) sostennero che la GDH poteva operare in vivo nella direzione della deaminazione ossidativa a causa della sua associazione con le transaminasi e con i modulatori positivi. Altre ricerche (*Anguilla rostrata*: McBean *et al.*, 1966; *Praunus flexuosus*: Bidigare e King, 1981; Crostacei Decapodi: King *et al.*, 1985; *Crangon crangon*: Regnault e Batrel, 1987) evidenziarono in molti animali marini correlazione positiva tra l'attività della GDH NAD-dipendente e la velocità di escrezione dello ione ammonio. Tale correlazione è stata rilevata anche per lo zooplancton (Bidigare *et al.*, 1982; Park *et al.*, 1986; King *et al.*, 1987).

Relativamente allo zooplancton la correlazione positiva tra escrezione ed attività della GDH è molto importante dal momento che la rigenerazione dello ione ammonio da parte degli organismi del plancton animale fornisce una quota non trascurabile, sebbene altamente variabile, del fabbisogno totale di azoto del fitoplancton. E' stato calcolato che lo zooplancton con taglia superiore a 200 µm può soddisfare fino a circa il 50% della richiesta di azoto da parte del fitoplancton. Inoltre la correlazione positiva tra GDH ed escrezione di NH_4^+ ha indotto diversi autori (Bidigare e King, 1981; Bidigare *et al.*, 1982; Park *et al.*, 1986; King *et al.*, 1987) a proporre di utilizzare l'attività della GDH come metodo semplice e pratico per misurare l'escrezione dell'ammonio.

Nel presente lavoro si è voluto studiare il ruolo della GDH come produttore di NH_4^+ in campioni di mesozooplancton prelevati al largo delle coste nord-occidentali dell'Adriatico, un'area interessata da accentuati fenomeni di eutrofia. Considerando inoltre il rapporto fra l'escrezione dell'ammoniaca e l'attività della GDH (in direzione ossidativa), si è cercato di verificare se sia possibile utilizzare l'analisi dell'attività stessa per misurare la rigenerazione zooplanctonica dello ione ammonio.

Materiali e metodi

Campionamenti

I campionamenti sono stati effettuati nel periodo aprile 1995-maggio 1996 (con una cadenza irregolare) in una stazione fissa a 10 km al largo di Cesenatico per mezzo della M/N 'Daphne II' della Regione Emilia Romagna.

I campioni sono stati prelevati utilizzando un campionatore del tipo Bongo 20 dotato di due reti con vuoto di maglia di 250 µm; l'acqua filtrata è stata calcolata per mezzo di flussometri digitali (Hydro Bios) posti alla bocca dei retini. Le pescate sono state superficiali e parallele alla costa, mantenendo il retino a lato del battello per evitarne la scia. I campioni raccolti dai due collettori sono stati unificati e successivamente divisi in aliquote per la determinazione tassonomica e per la misura della biomassa. La porzione destinata alla misura dell'attività della glutammato deidrogenasi è stata rapidamente filtrata su un filtro di fibra di vetro GF/C e conservata in azoto liquido fino all'effettuazione delle analisi.

Incubazioni dello zooplancton

Per le prove di incubazione dello zooplancton sono state effettuate pescate brevi (5 minuti) per evitare il più possibile effetti stressanti. Il contenuto dei bicchieri di raccolta è stato rapidamente filtrato su una rete di 250 µm di maglia e passato in taniche da tre litri contenenti acqua di mare filtrata (filtro Millipore 0,45 µm). Le incubazioni sono state effettuate in triplicato avendo cura di allestire una tanica di controllo contenente solamente acqua di mare filtrata. Le taniche sono state mantenute alla stessa temperatura dell'acqua di mare e al buio per evitare gli effetti di organismi fotosintetici, eventualmente presenti, sullo ione ammonio escreto dallo zooplancton.

Al termine del periodo di incubazione (tre ore) il contenuto delle taniche è stato filtrato su un filtro di fibra di vetro GF/C. Dopo essere stato pesato, il filtro è stato congelato in azoto liquido e qui conservato fino alla successiva misura dell'attività della glutammato deidrogenasi. Campioni di acqua sono stati utilizzati per la determinazione della concentrazione finale dell'ammonio. Questo è stato misurato nei laboratori a terra della Struttura Oceanografica Daphne utilizzando un autoanalizzatore della Bran Luebbe mod. Traacs 800 (Traacs Applications Method N.J–004-88 A, Multitest MT3A).

Analisi qualitativa e quantitativa dello zooplancton

La determinazione ed il conteggio dello zooplancton sono stati effettuati su subcampioni corrispondenti ad 1/4 del contenuto dei bicchieri di raccolta utilizzando un microscopio Galileo 80x ed un vetrino rigato (1 mm) Hydro Bios. Gli organismi zooplanctonici sono stati discriminati in grandi gruppi tassonomici di cui si è valutata la densità espressa in percentuale del numero totale di organismi contati.

Il peso secco è stato ottenuto ponendo aliquote dei campioni, precedentemente pesate, in stufa a 60 gradi per una notte. Il valore del peso secco è stato riportato in mg/m^3.

Valutazione dell'attività della GDH NAD-dipendente

I filtri con lo zooplancton sono stati pesati ed omogeneizzati per 4 minuti in una soluzione (1:10 p/v) contenente Tris-acetato 140 mM (pH 8,5), EDTA 5,6 mM, Triton x-100 0,2% utilizzando un omogeneizzatore vetro-teflon. L'omogenato è stato successivamente centrifugato a 2000xg per 10 minuti a 4°C in una centrifuga Centrikon T 24. L'attività della glutammato deidrogenasi è stata determinata sull'estratto grezzo nella direzione ossidativa (glutammato come substrato) usando come mezzo di reazione Tris-acetato 77 mM (pH 8,6), EDTA 1,99 mM, ADP 0,8 mM, NAD 1,1 mM utilizzando glutammato come substrato in concentrazioni da 1,25 a 112,61 mM. Le determinazioni sono state eseguite alla temperatura costante di 20°C con uno spettrofotometro UV/VIS Perkin Elmer 550 SE.

Risultati

Composizione sistematica e biomassa zooplanctonica

Cladoceri e Copepodi sono risultati i gruppi dominanti nei campioni zooplanctonici (Tab.1). L'incidenza percentuale dei primi varia dall'1,2% nei

campioni di maggio 1996 al 78,8% di marzo '96. I Copepodi risultano ben rappresentati, con un'incidenza percentuale del 93,24% in aprile '96 e del 96,4% in maggio '96. Per quanto riguarda agli altri taxa la densità è nettamente inferiore a quella di Cladoceri e Copepodi se si esclude un picco dei Celenterati nel dicembre '95 (53%). Il meroplancton è costantemente presente nei campioni, anche se con un'incidenza limitata, con valori varianti da 0,4 a 4,8% rispettivamente in aprile '95 e marzo '96 (Tab. 1).

Tab. 1 - Variazioni di biomassa e densità percentuale dei taxa principali in campioni di mesozooplancton prelevati in una stazione al largo di Cesenatico.
Biomass variation and % density of main taxa in mesozooplankton samples collected in a station off Cesenatico.

Data	Biomassa mg/m^3	Cladoceri %	Copepodi %	Celenterati %	Chetognati %	Tunicati %	Meropl. %
11/04/95	1,89	4,8	93,24	0,2	1	1	0,7
11/06/95	5,45						
11/10/95	4,89	37,1	53,76	2,81	0,74	2,81	2,81
12/12/95	0,42	5,32	31,23	53	6,64	0	2,34
22/03/96	1,62	78,38	10,19	2,49	0	4,16	4,79
16/04/96	1,62	52,22	46,79	0,21	0	0,21	0,42
16/05/96	7	1,2	96,4	0	0	0,3	2,24

Il peso secco mostra nel periodo considerato valori varianti da 0,42 in dicembre '95 a 5,45 mg/m^3 in giugno '95 (Tab. 1). Non è stato possibile rilevare alcuna correlazione significativa tra attività della GDH ed i singoli gruppi dello zooplancton. Al contrario una buona correlazione ($r^2 = 0,689$) è stata ottenuta tra l'attività dell'enzima e la biomassa (Fig. 1).

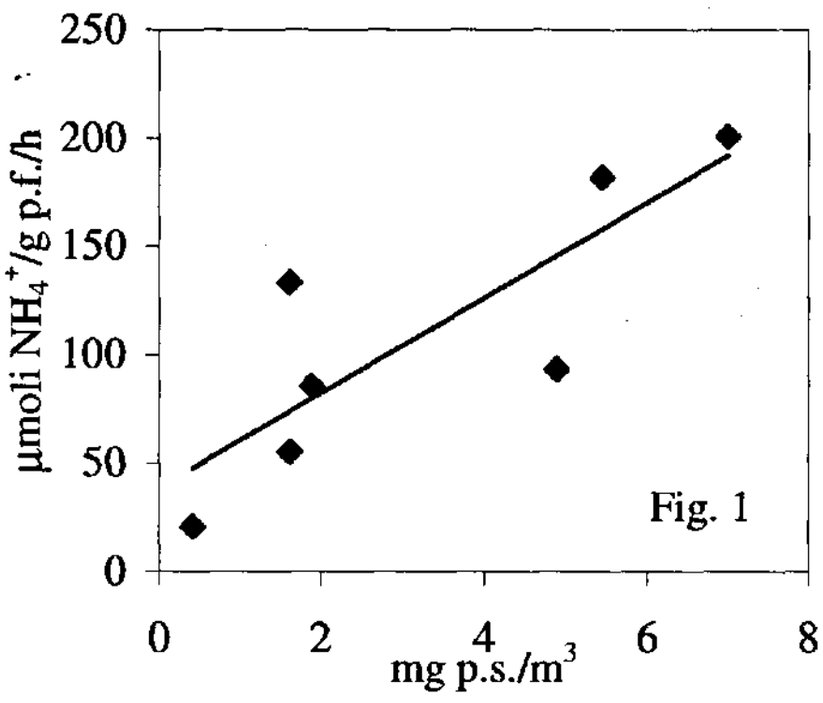


Fig. 1 - Correlazione fra l'attività della GDH-NAD$^+$ e la biomassa in mesozooplancton ($r^2 = 0,689$).
Relationship of GDH-NAD$^+$ activity versus biomass in mesozooplankton ($r^2 = 0,689$).

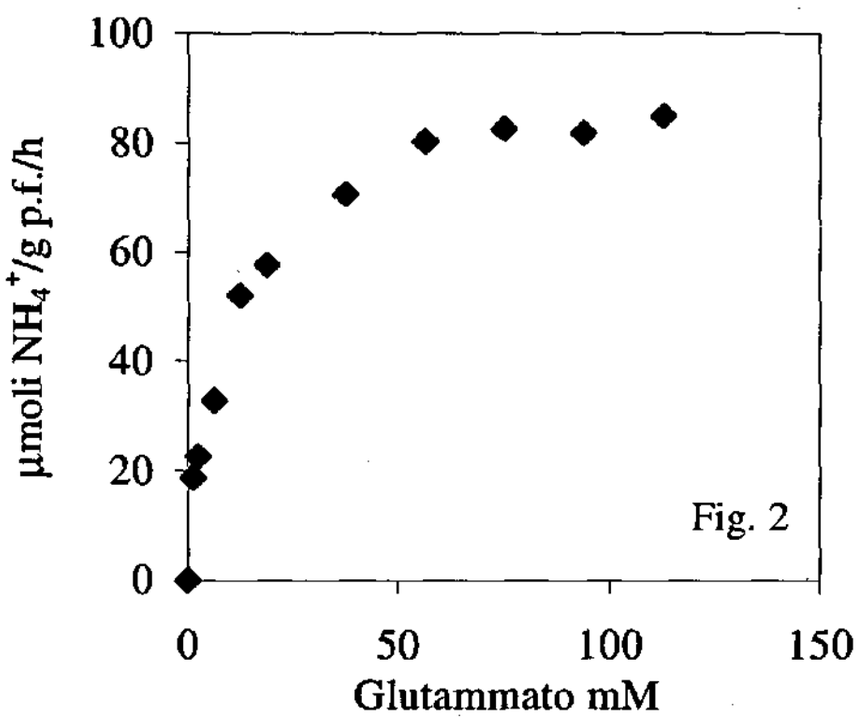


Fig. 2 - Curva di saturazione della GDH-NAD$^+$(glutammato 1,25-112,61 mM) in mesozooplancton.
Saturation curve of GDH-NAD$^+$ activity (glutamate 1,25-112,61 mM) in mesozooplankton.

Attività della glutammato deidrogenasi NAD-dipendente

Le caratteristiche cinetiche della GDH dei campioni di mesozooplancton di questo studio, calcolate dal grafico dei doppi reciproci, sono riportate in Tab. 2. L'attività dell'enzima varia considerevolmente nel periodo studiato andando da un minimo di 20,74 µmoli NH_4^+/g p.f./h nei prelievi di dicembre '95 ad un massimo di 200,6 µmoli NH_4^+/g p.f./h in maggio '96 (Tab. 2). La concentrazione

Tab. 2 - *Variazioni dei valori della V_{max} e della k_m della GDH-NAD$^+$ in campioni di mesozooplancton* prelevati in una stazione fissa al largo di Cesenatico (DS=deviazione standard; n=3).
V_{max} and k_m variations of GDH- NAD$^+$ in mesozooplankton samples collected in a station off Cesenatico (DS=standard deviation, n=3).

Data	V_{max} µmoli NH_4^+/g p.f./h	DS	k_m mM	DS
11/04/95	85,73	1,96	6,62	0,55
11/06/95	182,00	6,03	13,75	1,64
11/10/95	93,37	2,04	10,42	1,02
12/12/95	20,74	1,43	3,97	0,95
22/03/96	55,38	1,89	7,11	1,13
16/04/96	133,30	6,89	9,49	2,27
16/05/96	200,6	3,88	4,37	0,38

saturante di glutammato si colloca in un range compreso fra 37,5 e 112,6 mM. La K_m apparente (Tab. 2) ha mostrato un'ampia fluttuazione variando da 3,97 a 13,75 mM.

L'effetto di attivazione da parte dell'ADP (Tab. 3) sembra mostrare influenze stagionali. Infatti, secondo i dati del presente studio, la percentuale di attivazione (a concentrazione di substrato 37,5 mM e di attivatore 1,6 mM) presenta valori

Tab. 3 - Effetto attivazione - inibizione di ADP e GTP su glutammato deidrogenasi di campioni di mesozooplancton.
Activation – inhibition effects of ADP and GTP on glutamate dehydrogenase of mesozooplankton samples.

Data	ADP mM	GTP mM	Attività µmoli NH_4^+/g p.f./h	Data	ADP mM	GTP mM	Attività µmoli NH_4^+/g p.f./h
11/04/95	0,8	0	70,97	23/03/96	0,8	0	54,44
	1,6	0	95,8		1,6	0	56,08
	1,6	0,2	0		1,6	0,2	0
11/10/95	0,8	0	70,63	16/04/96	0,8	0	101,38
	1,6	0	75,74		1,6	0	150,3
	1,6	0,2	0		1,6	0,2	0
12/12/95	0,8	0	17,56	16/05/96	0,8	0	173,86
	1,6	0	26,1		1,6	0	358,6
	1,6	0,2	0		1,6	0,2	0

variabili da 3,01% (marzo '96) a 77,5% (maggio '96). Il GTP è risultato un forte inibitore in quanto a concentrazioni 0,2 mM è in grado di inibire totalmente l'enzima anche quando nel mezzo è presente ADP (Tab. 3) (Bidigare e King, 1981).

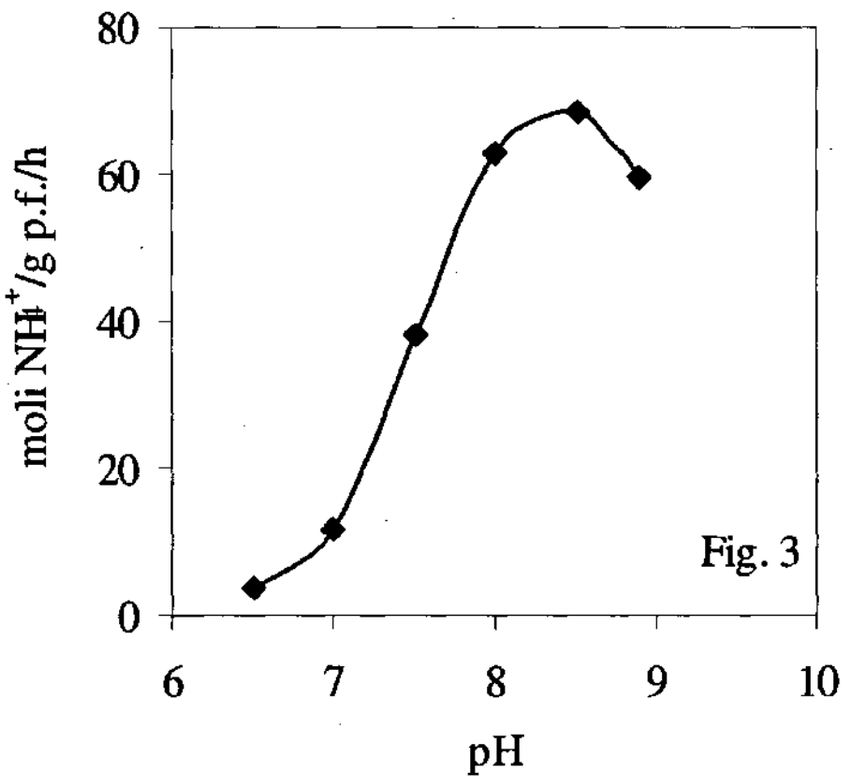


Fig. 3 - Effetto del pH sull'attività della GDH-NAD^+ in mesozooplancton.
Effects of pH on GDH-NAD^+ in mesozooplankton.

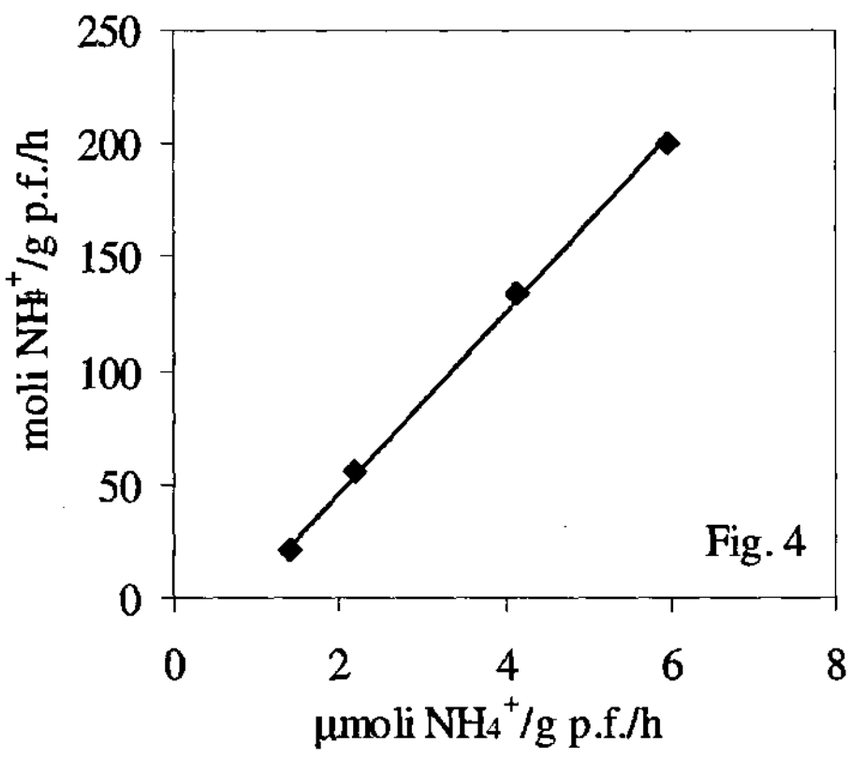


Fig. 4 - Correlazione fra attività della GDH-NAD^+ e velocità di escrezione dello ione ammonio in mesozooplancton (r^2 = 0,998).
Relationship of GDH-NAD^+ activity versus ammonium excretion rate in mesozooplankton (r^2 = 0,998).

Correlazione fra velocità di escrezione e attività della GDH

Le prove di rigenerazione di ammonio effettuate mediante incubazioni di campioni di mesozooplancton, hanno mostrato valori variabili. La minima velocità di escrezione è stata rilevata in dicembre '95 (1,42 µmoli/g p.f./h) e la massima in maggio '96 (5,97 µmoli/g p.f./h) (Tab. 4). La correlazione tra la velocità di escrezione dello ione ammonio e l'attività della GDH (Fig. 4), misurata sullo zooplancton alla fine dell'incubazione, è risultata altamente significativa (r^2 = 0,998).

Tab. 4 - Velocità di escrezione dello ione ammonio (V_e) nelle incubazioni di campioni di mesozooplancton.
Excretion rate of ammonium (V_e) during incubation of mesozooplankton samples.

Data	V_e µmoli NH_4^+/g p.f./h
12/12/95	1,42
22/03/96	2,20
16/04/96	4,13
16/05/96	5,97

Discussione

Le fluttuazioni dell'attività della GDH dipendono da diversi fattori. In primo luogo dalla composizione dei campioni. Nel presente studio tuttavia non è stata evidenziata nessuna correlazione significativa tra l'attività dell'enzima e la composizione sistematica. L'attività più bassa della GDH è stata rilevata nel campione del dicembre '95, in corrispondenza di un'alta percentuale di Celenterati. E' stato riportato (Hoffmann *et al.*, 1978) che i Celenterati rappresentano l'unico taxon con una GDH NADP-dipendente, pertanto non misurabile con il nostro mezzo di reazione. Tuttavia determinazioni eseguite utilizzando NADP come coenzima, non hanno evidenziato alcuna attività della GDH nel campione di dicembre. Più verosimilmente Park *et al.* (1986) hanno giustificato una bassa attività in campioni ricchi di organismi gelatinosi con il fatto che i loro tessuti non vengono frammentati con l'omogeneizzazione, impedendo l'estrazione dell'enzima.

Come è stato rilevato da diversi autori (Bidigare e King, 1981; Ruiz Ruano *et al.*, 1985; Park *et al.*, 1986) l'attività della GDH in direzione della deaminazione del glutammato mostra, alle concentrazioni di substrato utilizzate, una cinetica iperbolica (Fig. 2). I valori piuttosto alti di k_m apparente (Tab. 2) indicano una bassa affinità dell'enzima per il suo substrato (glutammato); tuttavia le ampie fluttuazioni rilevate rientrano nell'ordine di grandezza di quelle riportate in letteratura (5 mM in *Mytilus edulis:* Ruiz Ruano *et al.*, 1985; 5,16 mM in *Crangon Crangon:* Batrel e Regnault, 1985). In campioni di zooplancton misto sono stati rilevati valori varianti fra 2,8 e 13,1 mM (Park *et al.*, 1986). Il pH ottimale (Fig. 3) è risultato di 8,6 in accordo con Bidigare e King (1981) e Batrel e Regnault (1985). Relativamente all'escrezione dello ione ammonio la correlazione altamente significativa tra velocità di escrezione ed attività della GDH (Fig. 4) suggerisce che l'enzima svolge un ruolo centrale nell'escrezione dell'ammonio nei popolamenti zooplanctonici dell'area. Una simile correlazione positiva è stata rilevata da Bidigare e King (1981) in *Praunus flexuosus*; Bidgare *et al.* (1982) in zooplancton del Golfo del Messico; King *et al.* (1985) su Crostacei Decapodi; Park *et al.* (1986) in macrozooplancton della Great South Bay (New York); King *et al.* (1987) in zooplancton del Golfo del Maine.

La bassa attività dell'enzima (nella direzione ossidativa) fa sorgere alcuni interrogativi sui meccanismi catabolici in vivo e sul ruolo della GDH nella produzione dello ione ammonio. Numerosi studi sono stati dedicati a questo argomento. Le John *et al.* (1968) e Campbell (1973) suggerirono che la GDH potrebbe operare in vivo nel senso della deaminazione del glutammato a causa della sua associazione con le transaminasi e con i modulatori positivi. Dato che l'ADP risulta un attivatore, ne consegue che lo stato energetico della cellula influisce sull'attività della GDH. La variazione di questo nucleotide durante il ciclo metabolico suggerisce un legame tra l'attività della GDH e la carica energetica (AEC). Il NADH + H^+ che si produce durante l'attività può essere riossidato nella catena respiratoria mitocondriale e produrre ATP indipendentemente dal ciclo degli acidi tricarbossilici. Un ulteriore aspetto del rapporto dell'attività della GDH e lo stato energetico della cellula è dato dall'effetto inibitore del GTP. Questo nucleotide viene prodotto nel ciclo degli acidi tricarbossilici ed è un fattore importante per l'iniziazione della sintesi proteica. Pertanto quando nella cellula vi sono alte concentrazioni di GTP e alta AEC viene inibita la GDH e attivata la sintesi proteica. A bassi valori di AEC e

GTP viene stimolato il catabolismo delle proteine e l'attività della GDH.

La strettissima correlazione fra attività della GDH e la velocità di escrezione dell'ammonio in accordo con Bidigare e King (1981) e Park *et al.* (1986) conferma la possibilità di utilizzare la determinazione dell'attività della GDH come metodo per una misura indiretta della rigenerazione dell'NH_4^+. Il rapporto GDH/escrezione trovato per il mesozooplancton adriatico (26,7 $\pm$ 7,7) si avvicina notevolmente a quello rilevato da altri autori in popolamenti misti di zooplancton: 18,7 $\pm$ 4,3 (Bidigare *et al.*, 1982); 20,4 $\pm$ 3,5 e 22,7 $\pm$ 4,6 (Park *et al.*, 1986). Ciò conferma la possibilità di potere usare la determinazione della GDH per quantificare l'escrezione di ammonio da parte dello zooplancton.

Summary

The GDH role in nitrogen metabolism and ammonium regeneration has been studied in mesozooplankton sampled in a northern Adriatic coastal area (off Cesenatico) from April 1995 to May 1996. This area is characterized by heavy eutrophic phenomena and high abundances of zooplankton which consists mainly of crustaceans, being Cladocera and Copepoda the codominant groups.

GDH NAD-dependent activity values showed a remarkable seasonal variability (20.74-200.6 µmol NH_4^+/g w.w./h) and were positively correlated to biomass.

Enzyme affinity for its substrate (glutamate) was rather low as indicated by the high k_m apparent values (3.9-13.75 mM).

ADP resulted an activator of glutamate dehydrogenase, whereas GTP was a strong inhibitor. In fact 0.2 mM of GTP was able to inhibit completely the enzyme activity even if ADP was present.

GDH sensitivity to ADP indicates that its activity can be regulated by the values of the cell energy charge. High concentrations of ADP, corresponding to low values of AEC, stimulate the oxidative deamination of amminoacid. The NADH produced can be reoxydated in the electron transport chain with production of ATP. On the other hand, high concentrations of GTP involved in the protein syntesis inhibit the utilization of aminoacid for energy production and stimulate the sinthetic pathway.

Nitrogen excretion rate, measured during incubation of zooplankton samples, resulted strongly correlated to GDH activity (r^2 = 0.998), confirming the basic role of glutamate dehydrogenase in ammonium production.

GDH activity/excretion rate ratio (26.7 $\pm$ 7.7, n = 4) was very close to the one found in other estuarine areas and this confirms the possibility of the use the GDH activity values for an indirect measure of the regeneration rate of ammonium.

Bibliografia

BATREL Y., REGNAULT M. (1985) - Metabolic pathways of ammoniagenesis in the shrimp *Crangon crangon* L.: possible role of glutamate dehydrogenase. *Comp. Biochem. Physiol.*, **82B**: 217-222

BIDIGARE R.R., KING F.D. (1981) - The measurement of glutamate dehydrogenase activity in *Praunus flexuosus* and its role in the regulation of ammonia excretion. *Comp. Biochem. Physiol.*, **70B**: 409-413.

BIDIGARE R.R., KING F.D., BIGGS D.C. (1982) - Glutamate dehydrogenase (GDH) and respiratory

electron-transport-system (ETS) actvities in Gulf of Mexico zooplancton. *J. Plancton. Res.*, **4:** 895-911.

CAMPBELL J.W. (1973) - Nitrogen excretion. In: C.L. Prosser (ed), *Comparative Animal Physiology*, Sauders, London: 279-316.

HOFFMANN R.J., BISHOP S.H., SASSAMAN C. (1978)- Glutamate dehydrogenase from coelenterates NADP specific. *J. Exp. Zool.*, **203**: 165-170.

HUDSON R.C., DANIEL R.M.(1993)- L-glutamate dehydrogenase distribution, properties and mechanism. *Comp. Biochem. Physiol.*, **196B**: 167-192.

KING F.D., CUCCI T.L., BIDIGARE R.R. (1985)- A pathway of nitrogen metabolism in marine decapod crabs. *Comp. Biochem. Physiol.*, **80B**: 401-403.

KING F.D., CUCCI T.L., TOWNSEND D.W (1987)- Microzooplankton and macrozooplancton glutamate dehydrogenase as indices of relative contribution of these fraction to ammonium regeneration in the Gulf of Maine. *J. Plankton Res.*, **9**: 277-289.

LE JOHN H.B., SUZUKI I., WRIGHT J.A. (1968) - Glutamate dehydrogenase of *Thiobacillus novellus*. *J. Biol. Chem.*, **243**: 118-128.

McBEAN R.L., NEPPEL M.J., GOLDSTEIN L. (1966) - Glutamate dehydrogenase and ammonia production in the eel (*Anguilla rostrata*). *Comp. Biochem, Physiol.*, **18**: 909-920.

PARK Y.C., CARPENTER E.J., FALKOWSKI P.G. (1986)- Ammonium excretion and glutamate dehydrogenase activity of zooplancton in Great South Bay, New York. *J. Plankton Res.*, **8:** 489-503.

REGNAULT M., BATREL Y. (1987) - Glutamate dehydrogenase of the shrimp *Crangon crangon* L. Effects of shrimp weight and season upon its activity in the oxidative and reductive function. *Comp. Biochem. Physiol.*, **86B:** 525-530.

REISS P.M., PIERCE S.K., BISHOP S.H. (1977) - Glutamate dehydrogenase from tissues of the ribbed mussel *Modiulus demissus*: ADP activation and possible physiological significance. *J. Exp. Zool.*, **202**: 253-258.

RUIZ RUANO A., ALLENDE RIANO J.L., HERRANZ SANTOS M.J. (1985) - Some enzymatic properties of NAD^+-dependent glutamate dehydrogenase of mussel hepatopancreas (*Mytilus edulis* L.). Requirement of ADP. *Comp. Biochem. Physiol.*, **82B**: 197-202.

SCHOFFENIELS E. (1964) - Effects of inorganic ions on the activity of L-glutamic dehydrogenase. *Life Sci.*, **3**: 845-850.

SCHOFFENIELS E. (1965)- L-glutamic acid dehydrogenase activity in gills of *Palinurus vulgaris* Latr. *Archs. Int. Physiol. Biochim.*, **73**: 73-81.

WAARDE A. VAN (1983)- Aerobic and anaerobic ammonia production by fish. *Comp. Biochem. Physiol.*, **74B**: 675-684.

WALTON M.J., COWEY C.B. (1977)- Aspects of ammoniogenesis in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Comp. Biochem. Physiol.*, **57B**: 143-149.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 56-62

N. CASAVOLA, E. HAJDËRI, G. MARANO

Laboratorio Provinciale di Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) - 70123 Bari, Italia.

RELATIONSHIP BETWEEN THE DENSITY OF *ENGRAULIS ENCRASICOLUS* EGGS AND ZOOPLANKTONIC BIOMASS IN THE SOUTHERN ADRIATIC SEA

RELAZIONE TRA DENSITÀ DELLE UOVA DI *ENGRAULIS ENCRASICOLUS* E BIOMASSA ZOOPLANCTONICA NELL'ADRIATICO MERIDIONALE

Abstract

Results concerning the distribution of anchovy eggs, Copepoda and Cladocera (average values over a 5-year period, 1984-88), in the South Adriatic Sea, are reported. The presence of eggs of Engraulis encrasicolus (L.) *(Osteichthyes: Engraulidae) is limited to the northern area of the South Adriatic Sea, mainly between the 100 m and 200 m bathymetrics, where zooplanktonic biomass is highest and Copepoda prevail in zooplanktonic community. The number of anchovy eggs (No/m³) is significantly correlated to the plankton dry weight (mg/m³) by the regression equation : eggs = - 0.0551 + 0.09547 biomass.*

Key-words: Zooplankton, Anchovy eggs, South Adriatic Sea.

Introduction

In order to rationalize fishing activities and, at the same time, to initiate a development plan for the commercial fishing sector, an assessment of the biological resources in the Italian area of the Mediterranean was performed. Under the auspices of the Italian Ministry of Agriculture, Food and Forest Resources, the Provincial Laboratory of Marine Biology, Bari, together with the Laboratories of other cities (Trieste, Fano, Naples and Genoa), studied the consistency of the small pelagic fish stocks.

From 1984 onwards, four seasonal surveys per year were carried out in the Southern Adriatic Sea. Data concerning eggs, together with other environmental parameters (zooplankton and ichthyoplankton biomass, chlorofyll "a" and nutrient concentration, salinity and temperature) were collected. These surveys allow the study of the space distribution of *E. encrasicolus* eggs in function of environmental parameters. The relationship between egg abundance and zooplanktonic biomasses was investigated. This relationship, if confirmed by further studies, could allow the prediction of anchovy egg abundance based on simple measurement of zooplanktonic biomass.

Materials and methods

The area investigated, about 14,000 Km², concerned the Apulian coast from the Gargano Promontory to the Cape of Otranto and extended from 20 to 40 miles from the coast (Fig. 1a). Along 6 transects, about 30 nautical miles from each other, 4 stations, 5 miles one from the other, were studied. In the transects in front of Vieste and Molfetta, the stations were 10 miles apart, because of the extent of the large shelf. On the contrary, in the transect in front of Otranto, only 2 stations were collocated, such a choice was made on the basis of previous

experience of the distribution of ichthyoplankton (Casavola et *al.*, 1980), due to the greater depths of the sea-bottom.

Since anchovy spawning in the area occurs mainly in summer (Casavola *et al.*, 1988), this paper will concentrate on the data collected during the July surveys carried out between 1984 and 1988.

The method followed in order to determine the abundance of *E. encrasicolus* is the "eggs and larvae" method reported by Smith and Richardson (1977). Plankton was collected up to a depth of 50 m through double-oblique hauls with a "Bongo 20" plankton sampler (Dicenta *et al.*, 1976). The sampler was equipped with 236 µm and-335 µm mesh nets, flowmeters and depthmeter to evaluate the volume of filtered water and the maximum sampling depth. Each haul lasted 10-15 minutes at a speed of 1.5-2 knots. Sampling was carried out during the day and the samples were fixed on board with 4% formaline neutralized with sodium carbonate. The data relative to the ichthyoplankton collected with the 335 µm mesh net were added to those of zooplankton collected with the 236 µm mesh net, in order to evaluate the overall plankton (ichthyo-zooplankton) abundance (Aldebert *et al.*, 1975). The plankton dry weight was obtained by keeping the samples at 60°C for 24 hours, while the ash-free dry weight was obtained by burning the samples at 550°C for 2 hours.

The distribution of plankton was analysed according two approaches: (1) from the north towards the south along the 6 transects, and (2) from the coast towards the open sea, along the 4 groups of stations, sited on 50 m, 100 m, 200 m and 500 m depth, respectively.

Water sampling was carried out by NIO bottles, while the temperature and salinity values in the water column were determined by means of a multiparametric probe. In the laboratory, analyses of $N\text{-}NH_3$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NO_3$, N-tot, $P\text{-}PO_4$, P-tot, Chlorofyll "a" were made according to Strickland and Parsons (1972).

Results

In the five summer surveys, the average surface temperature of the whole area investigated was 26.07 ± 1.79 °C; (Fig. 1e) and average salinity was 38.12 ± 0.29‰; (Fig. 1f). The chemical analyses of the waters showed a remarkable oligotrophy (Casavola *et al.*, 1995a, 1995b).

The *E. encrasicolus* eggs (number/m^3) were found mainly along the coast (Fig. 1b) between the 100 and 200 m isobathes, while in the areas where the depth exceeded 500 m below the surface, eggs were no longer present. Anchovy eggs and larvae were sampled mainly in the northern part of the area under study (between Vieste and Brindisi-Lecce, over an area of 7,500 Km^2). In the southern zone, the eggs were collected occasionally.

As the zooplankton regards, during the five surveys in the lower Adriatic Sea in the years 1984-88, the average density was 836 ± 345 ind./m^3. The main components of the zooplankton were Copepoda, including copepodites (52%) and Cladocera (28%). Other groups were Thaliacea (10.3%), Siphonophora (2.4%), Chaetognata (0.9%). Meroplankton accounted for 3.4%. As for the specific zooplankton composition, 54 species of Copepoda were found. Only four species (*Acartia clausi* Giesbrecht, *Temora stylifera* (Dana), *Centropages typicus* Kroyer and *Paracalanus parvus* (Claus)) form about 46% of total Copepoda and are typical species of the "coastal" community of the Adriatic Sea (sensu Hure *et al.*, 1980).

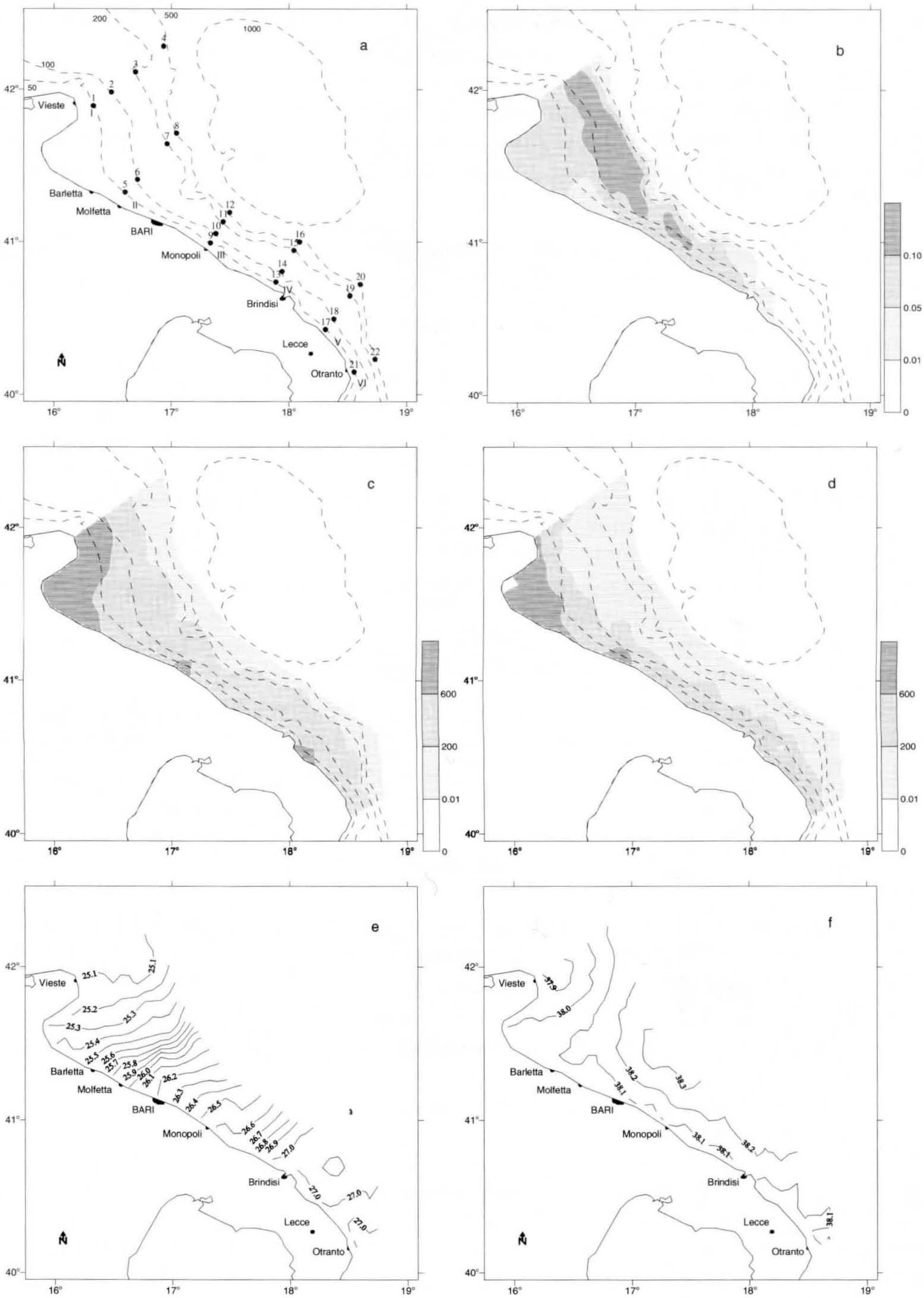


Fig. 1 - Maps of distribution: a - sampling area; b - *E. encrasicolus* eggs (N./m³); c - copepoda (N./m³); d - cladocera (N./m³); e - temperature (°C); f - salinity (‰); (average values of five summer surveys, 1984-88).

Mappe di distribuzione: a - stazioni di campionamento; b - uova di *E. encrasicolus* (N./m³); copepodi (N./m³); d - cladoceri (N./m³); e - temperatura (°C); f - salinità (‰); (valori medi delle cinque campagne estive, 1984-88).

The most abundant species of Cladocera were *Penilia avirostris* Dana, *Evadne spinifera* Müller and *Evadne tergestina* Claus (Hajdëri *et al.*, 1991).

Both the communities of Copepoda and Cladocera showed three peaks of abundance corresponding to the transects I (Vieste), III (Bari) and V (Lecce) (Fig. 1c, 1d, 2a). The density of the zooplanktonic community decreases from the coast towards the open sea (Fig. 2b), in particular between 10 and 15 miles from the

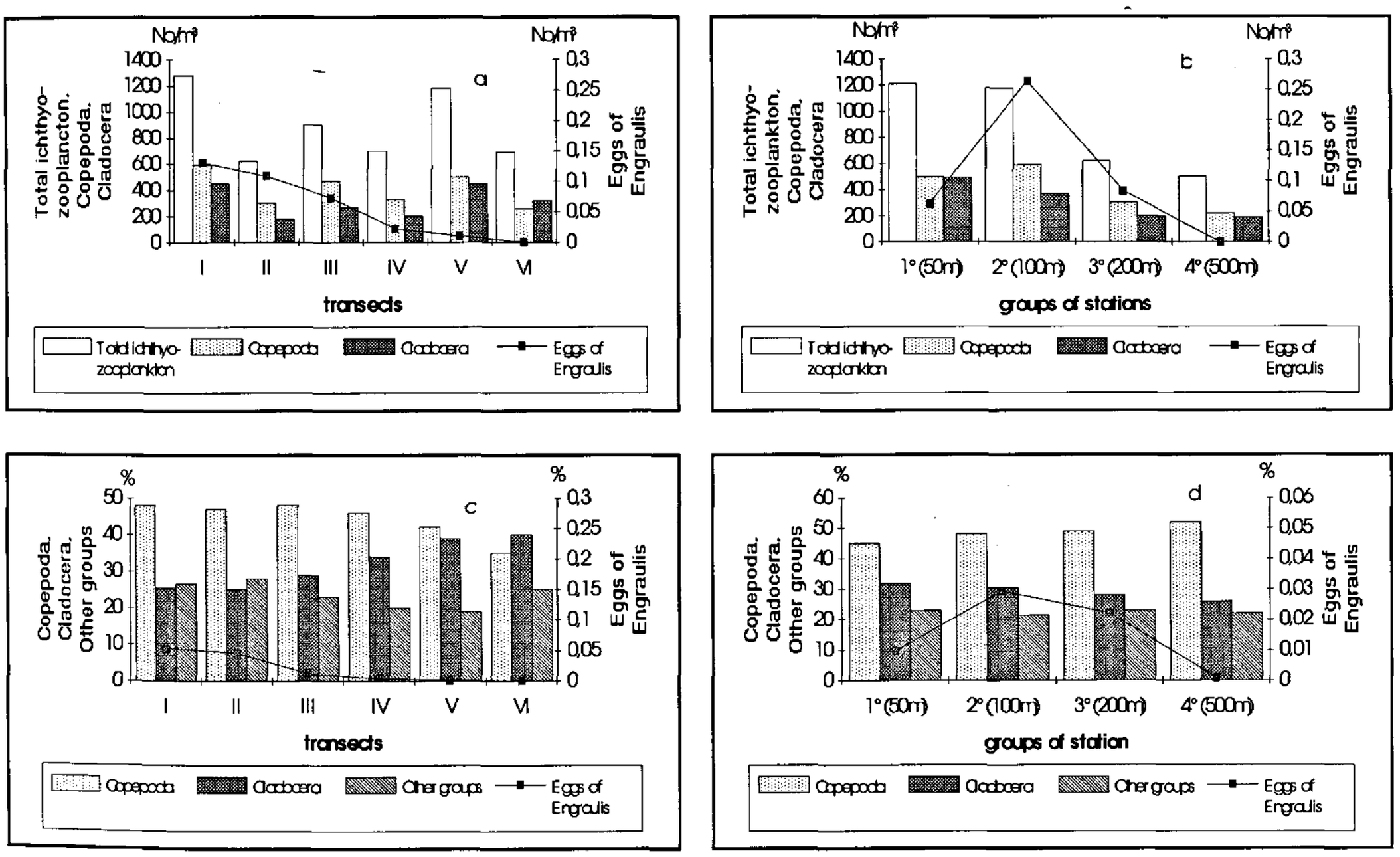


Fig. 2 - Density of zooplanktonic organisms: a - in the six transects; b - in the four groups of stations. Percentage composition of zooplankton: c - in the six transects; d - in the four groups of stations. Average values of five summer surveys, 1984-88.

Densità degli organismi dello zooplancton: a - nei sei transetti; b - nei quattro gruppi di stazioni. Composizione percentuale dello zooplancton: c - nei sei transetti; d - nei quattro gruppi di stazioni. Valori medi delle cinque campagne estive, 1984-88.

coast (III group of station). This same pattern was found for Copepoda and Cladocera in other studies carried out in the western area of the Upper and Middle Adriatic Sea (Specchi *et al.*, 1984). The percentage of Copepoda decreases, proceeding from the north to south (Fig. 2c), on the contrary to Cladocera, which increases. From the coastal zone towards the open sea (Fig. 2d), there are slight differences in the density of Copepoda and Cladocera; however, they are not statistically significant.

The survey permitted the evaluation of the total biomass expressed both as dry weight and ash-free dry weight. The Southern Adriatic Sea, classified as an oligotrophic one (Buljan and Zore-Armanda, 1976) shows biomass values remarkably lower than those of the Northern and Central Adriatic Sea (Benovic,

1979) (total average value: dry weight 4.32 ± 0.32 mg/m³, ash-free dry weight 3.47 ± 0.23 mg/m). This value is however very similar to the ones found in the Ionian, the Aegean and the Tyrrhenian Sea (Guglielmo, 1974; Scotto di Carlo, 1985).

Studying the relationship between the various parameters considered, it was observed that zooplankton (dry weight, mg/m³) is correlated most directly to the number of *E. encrasicolus* eggs (No/m³). The correlation between the number of eggs and zooplankton is represented by the regression equation: eggs = - 0.0551 + 0.09547 biomass, r = 0.8946 (Fig. 3). This expression highlights a significant

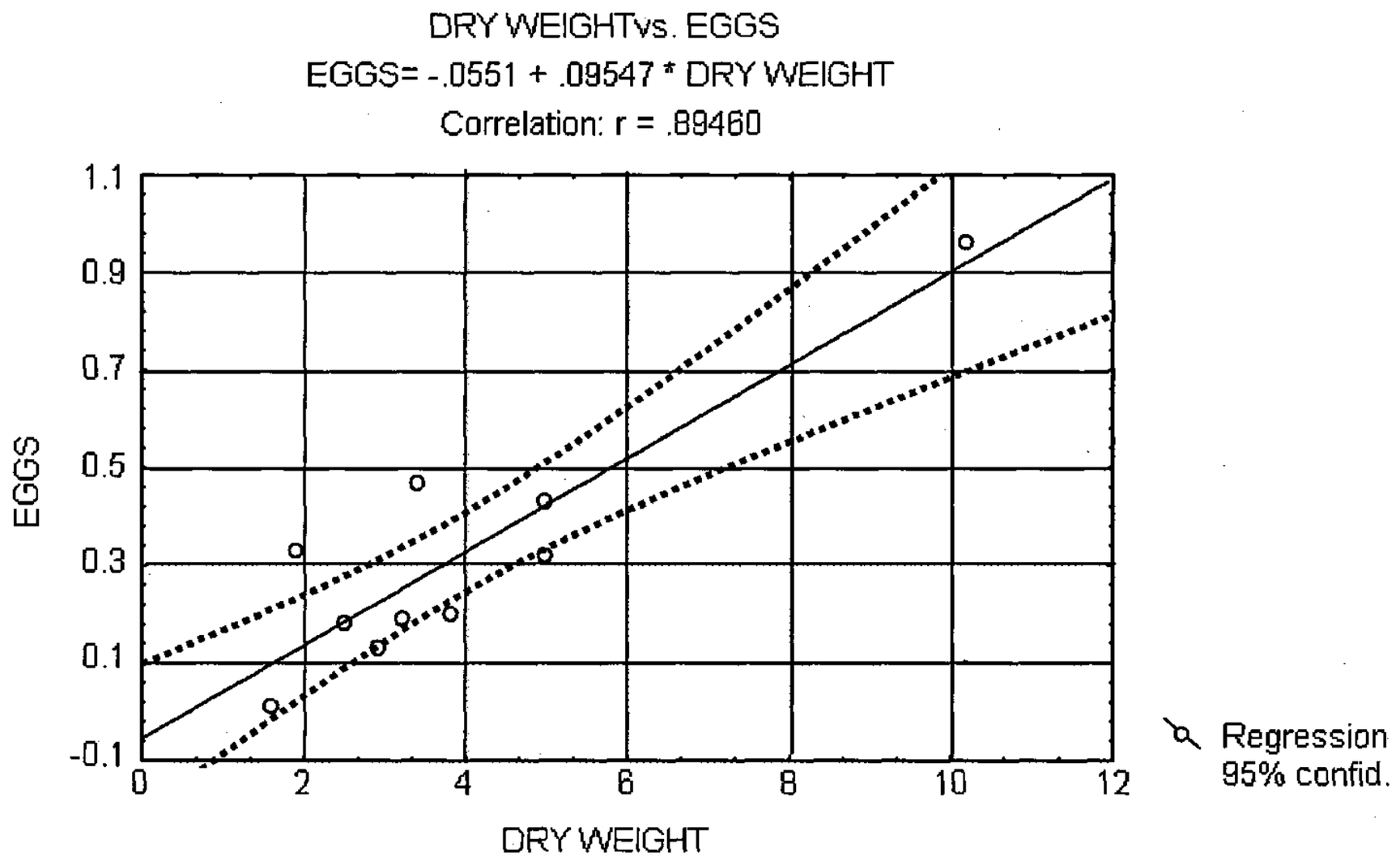


Fig. 3 - Linear regression between zooplanktonic biomass (dry weight, mg/m³) and anchovy eggs number (No/m³).
Retta di regressione tra biomassa zooplanctonica (peso secco, mg/m³) e numero di uova di alice (N./m³).

correlation ($P < 0.05$). These results confirm the studies carried out by Vucetic (1975) in the Eastern area of the Middle Adriatic Sea.

Conclusion

In the period of highest reproduction of the anchovy, the zooplankton composition in the South Adriatic is characterized by a Copepoda community typical of the neritic waters of the Mediterranean Sea. Beyond the 200 m bathymetric, the abundance of both Copepoda and ichthyoplankton decreases. In the southernmost zone of the South Adriatic Sea, the density of Copepoda decreases, while that of Cladocera increases. Ichthyoplankton, however, is either negligible or absent in this area.

The significant relationship between the number of anchovy eggs and the total zooplanktonic biomass, if verified in larger data sets, could be useful for stock assessment based on eggs and larvae methods.

Riassunto

In questo lavoro si riportano i risultati sulla distribuzione orizzontale delle uova di *Engraulis encrasicolus* (L.) e della biomassa e composizione zooplanctonica nell'Adriatico sud occidentale durante 5 campagne estive (luglio, 1984-88). I campioni di plancton sono stati raccolti con un retino "Bongo 20", con pescate in doppio obliquo, fino ad una profondità di 50 m, in un area di circa 14.000 km^2. Il metodo utilizzato per la determinazione della abbondanza delle uova di *E. encrasicolus* è quello di "uova e larve" (Smith e Richardson, 1977).

La presenza di uova di acciughe è limitata alla parte settentrionale della zona studiata ed avviene soprattutto tra le batimetriche dei 100 e 200 m, dove lo zooplancton è composto principalmente da specie neritiche; nell'area meridionale, anche se i Copepodi e i Cladoceri sono ben rappresentati, le uova di acciughe non sono state trovate. L'abbondanza media dello zooplancton, nel mese di luglio per il quinquennio considerato, è pari a 836 ± 345 ind/m^3, coorrispondente ad una biomassa di 4,32 ± 0,32 mg/m^3 p.s. oppure 3,47 ± 0,23 mg/m^3 p. sost. organica.

I valori della densità delle uova di *E. encrasicolus* (N°/m^3) e quelli di biomassa zooplanctonica (peso secco, mg/m^3) sono legati dalla regressione: uova = - 0,0551 + 0,09547 biomassa.

Appare evidente che l'acciuga scelga le aree a più elevata biomassa planctonica per deporre le uova.

References

ALDEBERT Y., DICENTA A., MARINARO J.Y., PICCINETTI C. (1975) - Engins de pêche pour l'ichthyoplancton: essais comparatifs. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **39** (3): 261-277.

BENOVIC A. (1979) - Zooplankton biomass of the Adriatic Sea. Present status and problems. *Nova Thalassia*, (suppl.) **3**: 137-149.

BULJAN M., ZORE-ARMANDA M. (1976) - Oceanographical properties of the Adriatic Sea. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **14**: 11-98.

CASAVOLA N., MARANO G., SARACINO C., DE MARTINO L. (1980) - Osservazioni sulla pesca e ciclo riproduttivo dei Clupeiformi nel Basso Adriatico: *Engraulis encrasicholus* (L.). *Oebalia.*, 7: 27-42.

CASAVOLA N., MARANO G., DE MARTINO L., SARACINO C.(1988) - Preliminary evaulation of anchovy and sardine stocks in the Lower Adriatic. *FAO Fish. Rep.*, **394**: 84-90.

CASAVOLA N., MARANO G., MASCIOPINTO C. (1995a) - Statistical analysis of chemical and physical qualities of the Southern Adriatic Sea water. *Rapp. Comm. int. mer Médit.*, **34**: 56.

CASAVOLA N., MARTINO G., HAJDËRI E.-(1995b) - Caratteristiche trofiche delle acque del basso Adriatico. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2) 573-374.

DICENTA A., ALDEBERT Y., PICCINETTI C. (1976) - Redes para el ictioplancton: Segunda serie de ensayos comparativos. *Bol. Inst. Espa. Oceano.*, **212**: 1-27.

GUGLIELMO L. (1974) - Dati sulla biomassa dello zooplancton nelle acque costiere del Mar Ionio. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, **29**: 71-79.

HAJDËRI E., CASAVOLA N., MARANO G. (1991) - Distribuzione estiva dei Cladoceri nell'Adriatico meridionale. *Oebalia*, (suppl.) **17**: 363-364.

HURE J., JANORA A., SCOTTO DI CARLO B. (1980) - Spatial and temporal distribution of copepod communities in the Adriatic Sea. *Journal of Plankton Research*, **2** (4): 296-316.

SCOTTO DI CARLO B. (1985) - Appunti sullo zooplancton del Mediterraneo. *Nova Thalassia*, **7** (suppl.3): 83-97.

SMITH P.E., RICHARDSON S.L. (1977) - Standard techniques for pelagic fish egg and larva surveys. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **175**: 1-100.

SPECCHI M., FONDA UMANI S., PICCINETTI C. (1984) - Biomasse instantanee zooplanctonique et ressource pelagique. *FAO Fish. Rep.*, **290**: 199-200.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) - A pratical Handbook of Seawater Analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*, **167**: 1-312.

VUCETIC T. (1975) - Synchronism of spawning season of some pelagic fishes (sardine, anchovy) and the timing of the maximal food (zooplankton) production in the Central Adriatic. *Pubbl. Staz. Zool.* Napoli, **39** Suppl.: 347-365.

Ricerca effettuata nell'ambito del programma "Risorse biologiche piccoli pelagici" finanziato dal M.R.A.A.F.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 63-70

L. Orsi Relini, C. Cima, G. Palandri, M. Relini, F. Garibaldi

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale - Istituto di Zoologia, Università di Genova
Via Balbi 5 - 16126 Genova, Italia.

ALIMENTAZIONE DEL TONNO GIOVANILE NELL'ECOSISTEMA DEL LARGO DEL MAR LIGURE

FEEDING OF THE JUVENILE BLUEFIN TUNA IN THE OFFSHORE PELAGIC ECOSYSTEM OF THE LIGURIAN SEA

Abstract

The feeding habits of young bluefin tunas, aged 1-3, were assessed by analysing their stomach content. Of the 103 sampled, 22.3% were empty. The identified prey (32 taxa, 22 species)represented a reconstructed mean biomass of 61 g, 248 g and 137 g per stomach of each age group: these quantities are assumed to represent meals rather than daily food intakes. Both surface and mesopelagic prey sustains the energy requirements of young tunas. As IRI the first rank was Meganyctiphanes norvegica, *as biomass* Engraulis encrasicolus.

Key-words: Juvenile bluefin tuna, Feeding habits, Ligurian Sea.

Introduzione

La distribuzione del tonno rosso in Mediterraneo non è nota nei dettagli; tuttavia le attività di pesca mettono in luce segmenti di percorsi migratori che riguardano ora i riproduttori ora i giovani. Per la parte nord del bacino occidentale, è noto che tonni dell'età di 1, 2 e 3 anni sono presenti in estate ed in autunno, e che la pesca professionale con reti a circuizione, soprattutto da parte francese, esercita su queste classi di età un prelievo di circa 6-7000 t/anno (Farrugio, 1981; Liorzou e Bigot, 1991; ICCAT, 1995). Dato che il tonno rosso è una specie longeva e si distribuisce su di un areale molto vasto (al presente, l'ipotesi più accreditata è quella di un unico stock per il Mediterraneo e l'Atlantico orientale) non pare azzardato stimare in quest'area marina la presenza di una biomassa di pesci molto più rilevante delle catture. Si tratta di individui in una fase di crescita rapida, sia per l'età sia per la stagione. Nel semestre indicato, la costruzione di biomassa è imponente, in quanto i pesci guadagnano mediamente da 4 a 6 kg di peso ciascuno. A ciò vanno aggiunte le esigenze energetiche del mantenimento e della locomozione (Olson, 1981). Quali componenti dell'ecosistema sostengono l'alimentazione dei giovani tonni?

Materiali e metodi

Da varie attività di pesca, professionale e sportiva del bacino occidentale del Mar Ligure, come circuizione, palamito di superficie per il pesce spada, rete spadara (fino al 1992) e traina, sono stati raccolti gli stomaci di 103 individui (Tab. 1).

Le taglie dei pesci campionati sono illustrate in Fig. 1. Allo sbarco i pesci sono stati dissezionati e lo stomaco isolato e surgelato nel più breve tempo

Tab. 1 - Attrezzi e tempi di raccolta dei contenuti gastrici esaminati.
Fishing gear and collecting dates of the examined stomach contents.

Attrezzo	Palamito	Rete (spadara)	Rete (circuizione)	Lenza (traina)	Totale
N° totale	73	7	13	10	103

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	Totale
Giugno	-	-	-	-	-	1	1
Luglio	1	1	-	2	-	32	36
Agosto	1	2	1	15	6	15	40
Settembre	-	5	2	1	-	2	11
Ottobre	-	7	-	-	4	4	15
Novembre	-	-	-	-	1	-	1
Totale	2	15	3	18	11	54	103

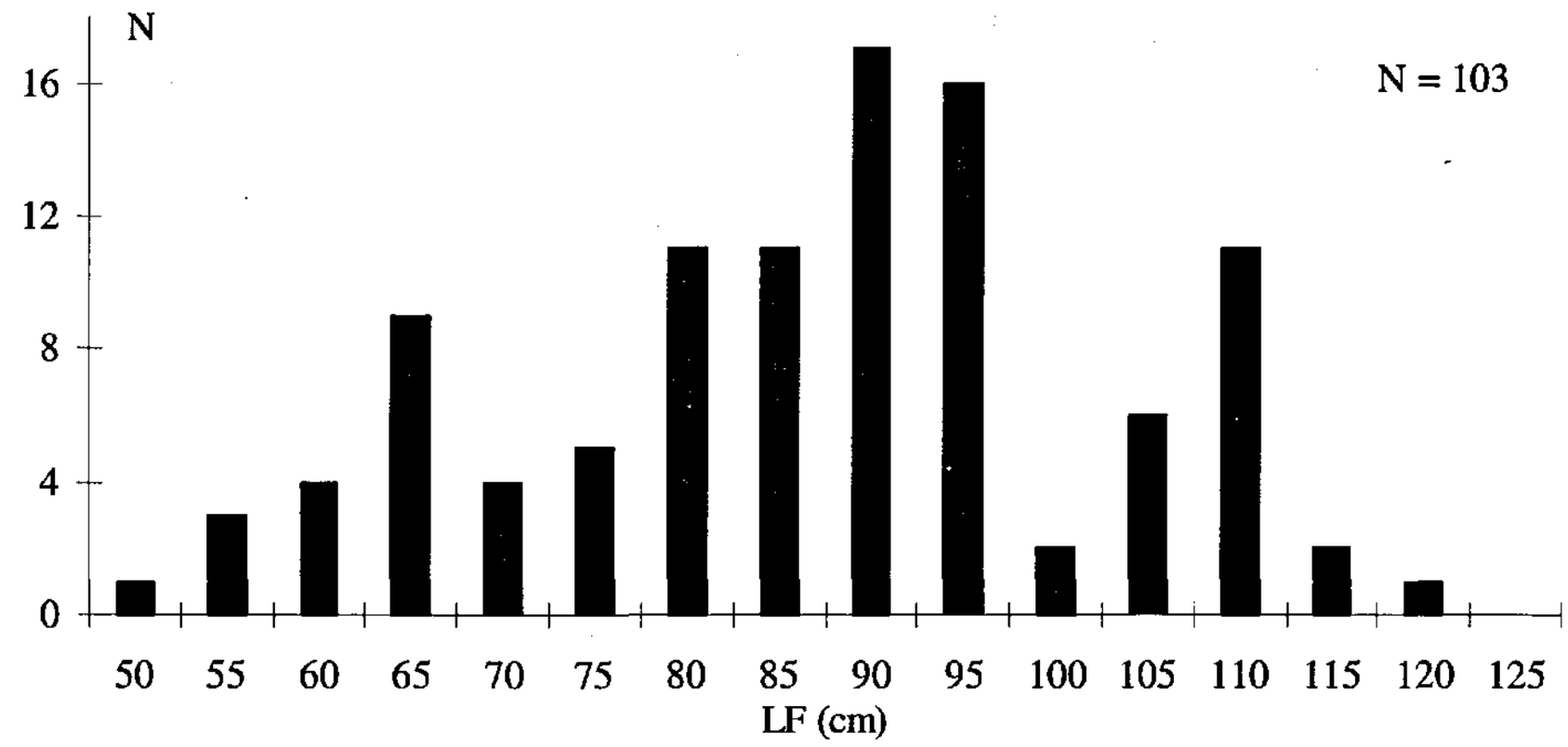


Fig. 1 - Distribuzione l/f dei pesci campionati per l'analisi della dieta.
L/F distribution of the sampled tunas.

possibile. In laboratorio il contenuto gastrico, dopo un primo sommario esame per l'eventuale isolamento di otoliti, è stato fissato in formalina 10% ed in seguito analizzato con l'aiuto di collezioni di confronto. Sono state identificate le prede alla categoria sistematica più dettagliata possibile ed è stata ricostruita la biomassa ingerita sulla base di apposite relazioni parti dure - peso delle prede (alcune di queste sono pubblicate si veda ad esempio Clarke (1986) per i cefalopodi, altre sono state preparate ad hoc).

Risultati

L'indice di vacuità è risultato elevato, 23 individui, pari al 22,3%. Questo aspetto potrebbe essere collegato al fatto che la maggior parte dei campioni deriva da palamito, cioè da un attrezzo a cui è spesso associata l'eliminazione del

contenuto gastrico, a causa degli sforzi fatti dal pesce per liberarsi; tuttavia alte percentuali di vacuità sono state registrate anche con catture da circuizione (Morovic, 1961). Nel presente campione la percentuale di vacuità del palamito e degli attrezzi diversi dal palamito è rispettivamente 24,7% e 16,7% (Tab. 2).

I tonni con contenuto gastrico avevano per la maggior parte ingerito pesci (72,5%) e crostacei (62,5%); completavano l'insieme cefalopodi (36,25%), plan-

Tab. 2 - Stomaci vuoti in rapporto agli attrezzi da pesca.
Empty stomachs related to different fishing gear.

Attrezzo	Palamito	Rete (spadara)	Rete (circuizione)	Lenza (traina)	Totale
N° vuoti	18	2	2	1	23
% vuoti	24,7%	complessivamente 16,7%			-

cton gelatinoso e materiale accidentale, come plastica o resti vegetali. I risultati dell'analisi dei contenuti gastrici sono espressi in dettaglio nella Tab. 3.

Le prede identificate sono 19714, appartenenti a 32 taxa, di cui 22 specie. *Meganyctiphanes norvegica* rappresenta oltre 16.000 reperti, mentre i crostacei diversi dagli Eufausiacei compaiono sporadicamente. I pesci sono oltre 1200 e i cefalopodi meno di un centinaio.

In termini di biomassa ingerita i pesci formano da soli più del doppio di tutte le rimanenti prede. Il contenuto gastrico medio dell'insieme esaminato, 80 individui, corrisponde ad una biomassa di 181,2 g di cui 130,9 g di pesci, 32,2 g di crostacei e 15,4 g di cefalopodi. L'indice IRI mette al primo posto *M. norvegica* e di seguito *Engraulis*, Paralepididae, Amphipoda, evidentemente dando eccessivo peso al numero dei reperti rispetto alla biomassa.

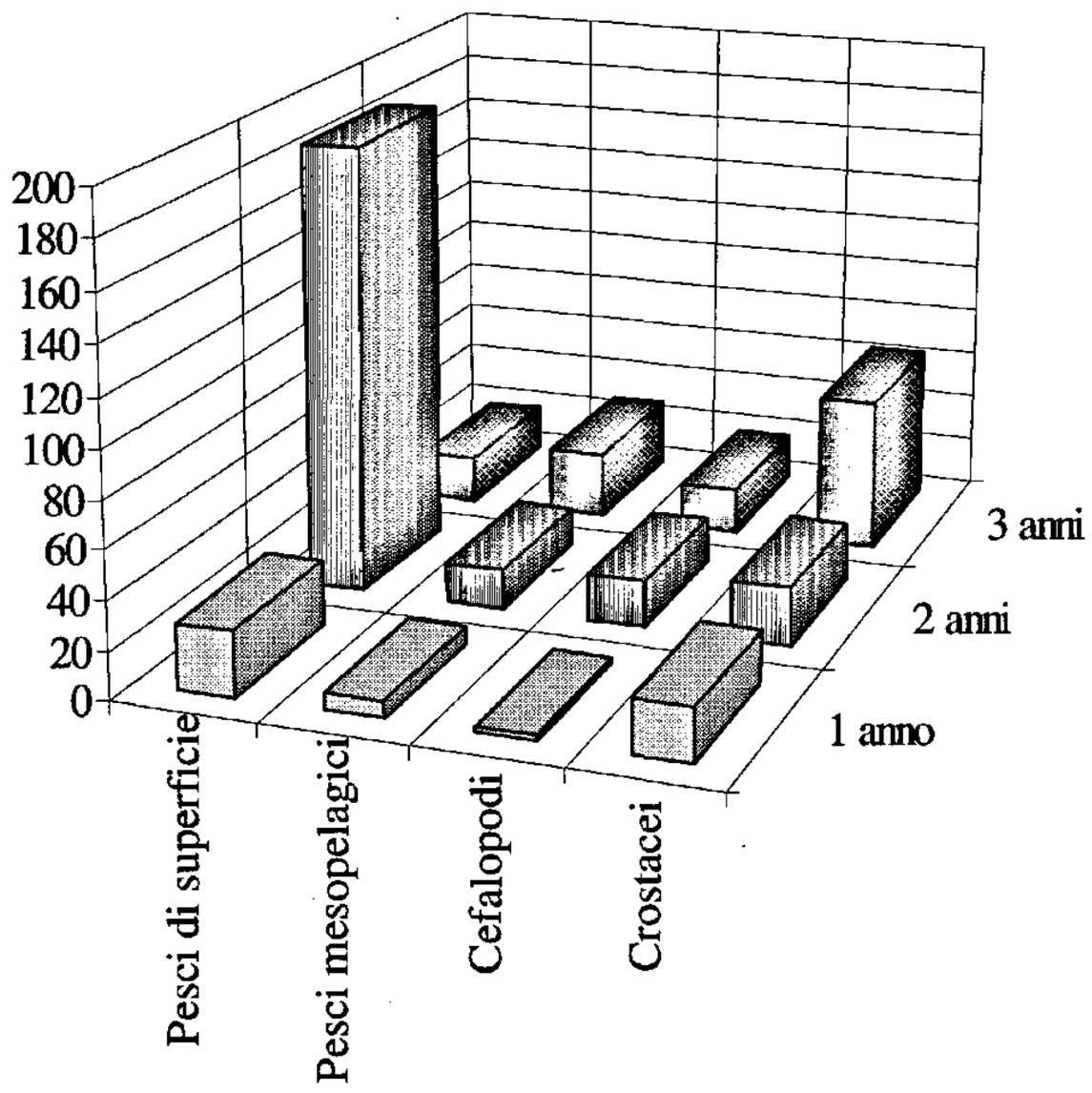


Fig. 2 - Contenuto gastrico medio (biomassa ricostruita) in tonni di tre classi d'età.
Average stomach content (reconstructed biomass) in tunas of three different age classes.

Tab. 3 - Analisi dei contenuti gastrici del tonno giovanile.
N = numero delle prede; **F** = Frequenza dei predatori; **Bio** = biomassa ricostruita in g; **IRI** = Indice di Importanza Relativa: (%N + %Bio)x %F.
Analysis of the juvenile bluefin tuna stomach contents.
N = number of preys; F = Frequency of predators; Bio = reconstructed biomass in g; IRI = Index of Relative Importance: (%N + %Bio)x %F.

CONTENUTI	N	%
Totale	103	
Contenuti con Pesci	58	72,50
Contenuti con Crostacei	50	62,5
Contenuti con Cefalopodi	29	36,25
Contenuti con Altro	16	20,0
Vuoti	23	22,33

Prede totali	19714
Biomassa stimata	14494,9 g

OSTEICHTHYES							
Specie	N	%Nt	F	%Ft	Bio.	% Bio.	IRI
Engraulis encrasicolus	1046	5,31	20	25,0	8571	59,1	1610,93
Engraulidae	1046	5,31	20	25,0	8571	59,1	1610,93
Paralepis coregonoides	60	0,30	14	17,5	900	6,2	113,99
Notolepis rissoi	24	0,12	6	7,5	240	1,7	13,33
Paralepididae n.i.	18	0,09	5	6,3	225	1,6	10,27
Paralepididae	102	0,52	21	26,3	1365	9,4	260,78
Scomberesox saurus	7	0,04	4	5,0	280	1,9	9,84
Scomberesocidae	7	0,04	4	5,0	280	1,9	9,84
Belone belone	5	0,03	3	3,8	175	1,2	4,62
Belonidae	5	0,03	3	3,8	175	1,2	4,62
Syngnathus phlegon	3	0,02	3	3,8	0,9	0,0	0,08
Syngnathidae	3	0,02	3	3,8	0,9	0,0	0,08
Scorpaenidae	3	0,02	3	3,8	1	0,0	0,08
Maurolicus muelleri	10	0,05	1	1,3	2	0,0	0,08
Gonostomatidae	10	0,05	1	1,3	2	0,0	0,08
Brama brama	1	0,01	1	1,3	5	0,0	0,05
Bramidae	1	0,01	1	1,3	5	0,0	0,05
Myctophidae	1	0,01	1	1,3	10	0,1	0,09
Clupeidae	1	0,01	1	1,3	30	0,2	0,27
N.I.	30	0,15	16	20,0	160	1,1	25,12
Totale	1209	6,13		72,5	10599,9	73,1	5746,44

(Segue pagina successiva)

(Segue da Tabella 3)

CEPHALOPODA							
Specie	N	% Nt	F	%Ft	Bio.	% Bio.	IRI
Todarodes sagittatus	21	0,11	12	15,0	514,7	3,6	54,86
Ommastrephidae n.i.	14	0,07	4	5,0	383	2,6	13,57
Ommastrephidae	35	0,18	15	18,8	897,7	6,2	119,45
Argonauta argo	15	0,08	9	11,3	173	1,2	14,28
Argonautidae	15	0,08	9	11,3	173	1,2	14,28
Onychoteuthis banksii	10	0,05	4	5,0	130	0,9	4,74
Ancistroteuthis lichtensteini	2	0,01	2	2,5	2,8	0,0	0,07
Onychoteuthidae	12	0,06	6	7,5	132,8	0,9	7,33
Heteroteuthis dispar	6	0,03	4	5,0	40	0,3	1,53
Sepiolidae	6	0,03	4	5,0	40	0,3	1,53
Galiteuthis armata	3	0,02	1	1,3	2,5	0,0	0,04
Cranchiidae	3	0,02	1	1,3	2,5	0,0	0,04
Ocythoe tubercolata	1	0,01	1	1,3	4	0,0	0,04
Ocythoidae	1	0,01	1	1,3	4	0,0	0,04
N.I.	1	0,01	1	1,3	1	0,0	0,01
Totale	72	0,37		36,3	1251	8,6	326,10

CRUSTACEA							
Specie	N	%Nt	F	%Ft	Bio	% Bio	IRI
Meganyctiphanes norvegica	16111	81,72	33	41,3	1852,9	12,8	3898,40
Euphausiacea n.i.	1954	9,91	2	2,5	201,2	1,4	28,25
Euphausiacea	18065	91,64	35	43,8	2054,1	14,2	4629,04
Phronima sedentaria	289	1,47	22	27,5	520,2	3,6	139,01
Hyperiidea n.i.	6	0,03	5	6,3	2,4	0,02	0,29
Amphipoda Hyperiidea	295	1,50	23	28,8	522,6	3,61	146,68
Pasiphaea sivado	4	0,02	2	2,5	6	0,0	0,15
Pasiphaea multidentata	2	0,01	2	2,5	17,4	0,1	0,33
Pasiphaeidae	6	0,03	3	3,8	23,4	0,2	0,72
Sergia robusta	1	0,01	1	1,3	2,5	0,0	0,03
Sergestidae	1	0,01	1	1,3	2,5	0,0	0,03
Funchalia woodwardii	1	0,01	1	1,3	7,1	0,0	0,07
Penaeidae	1	0,01	1	1,3	7,1	0,0	0,07
Totale	18368	93,17		62,5	2609,7	18,0	6948,54

ALTRO	N	%Nt	F	%Ft	Bio	% Bio	IRI
Pyrosoma atlanticum	47	0,24	6	7,5	32,4	0,2	3,46
Pyrosomida	47	0,24	6	7,5	33,4	0,2	3,52
Siphonophora	9	0,05	4	5,0	0,9	0,0	0,26
Resti vegetali	1	0,01	2	2,5			
Plastica	8	0,04	7	8,8			

In base ad uno studio condotto in parallelo sull'accrescimento dei giovani tonni (Orsi Relini *et al.*, 1997) abbiamo suddiviso i soggetti esaminati in classi di età pari a 1 anno, 2 anni e 3 anni o più.

La biomassa ingerita è risultata mediamente pari a 61 g nei pesci di 1 anno, 248 g nei pesci di 2 anni e 137 g nei pesci di tre anni. Il contenuto gastrico dei pesci di 2 anni si è rivelato quindi molto più alto di quelli di 3 anni (Fig. 2), ma questo aspetto sembra da riferirsi ad un fatto casuale, cioè alla disponibilità di acciughe che si è verificata in coincidenza con il campionamento dei tonni di 2 anni. Tra questi ultimi, i soggetti con un contenuto gastrico molto ricco di acciughe erano soltanto 7 su 44, con picchi di biomassa ingerita di oltre 1200 g.

Anche le prede mesopelagiche possono presentarsi con picchi monospecifici: *M. norvegica* è stata osservata con un picco di 390 g.

Discussione

Le osservazioni sull'alimentazione del tonno giovanile che abbiamo raccolto in Mar Ligure trovano riscontro in precedenti osservazioni da ambienti diversi: così il consumo di clupeiformi (Pinkas 1971) e di Paralepididae (Piccinetti e Piccinetti Manfrin, 1970), di *M. norvegica* (Sella, 1929) e di cefalopodi (Genovese, 1960).

Gli indici di vacuità ed i contenuti gastrici medi dei tonni di 1 e 3 anni sono coerenti con dati affini presentati da Sanz Brau (1990) per tonni del gruppo 0 (indice di vacuità 17,7% e contenuto gastrico medio 25,3 g). Dato che le catture sono avvenute in acque del largo, mancano i pesci costieri come la sardina, mentre è importante la frazione dovuta alla fauna mesopelagica (Orsi Relini *et al.*, 1994).

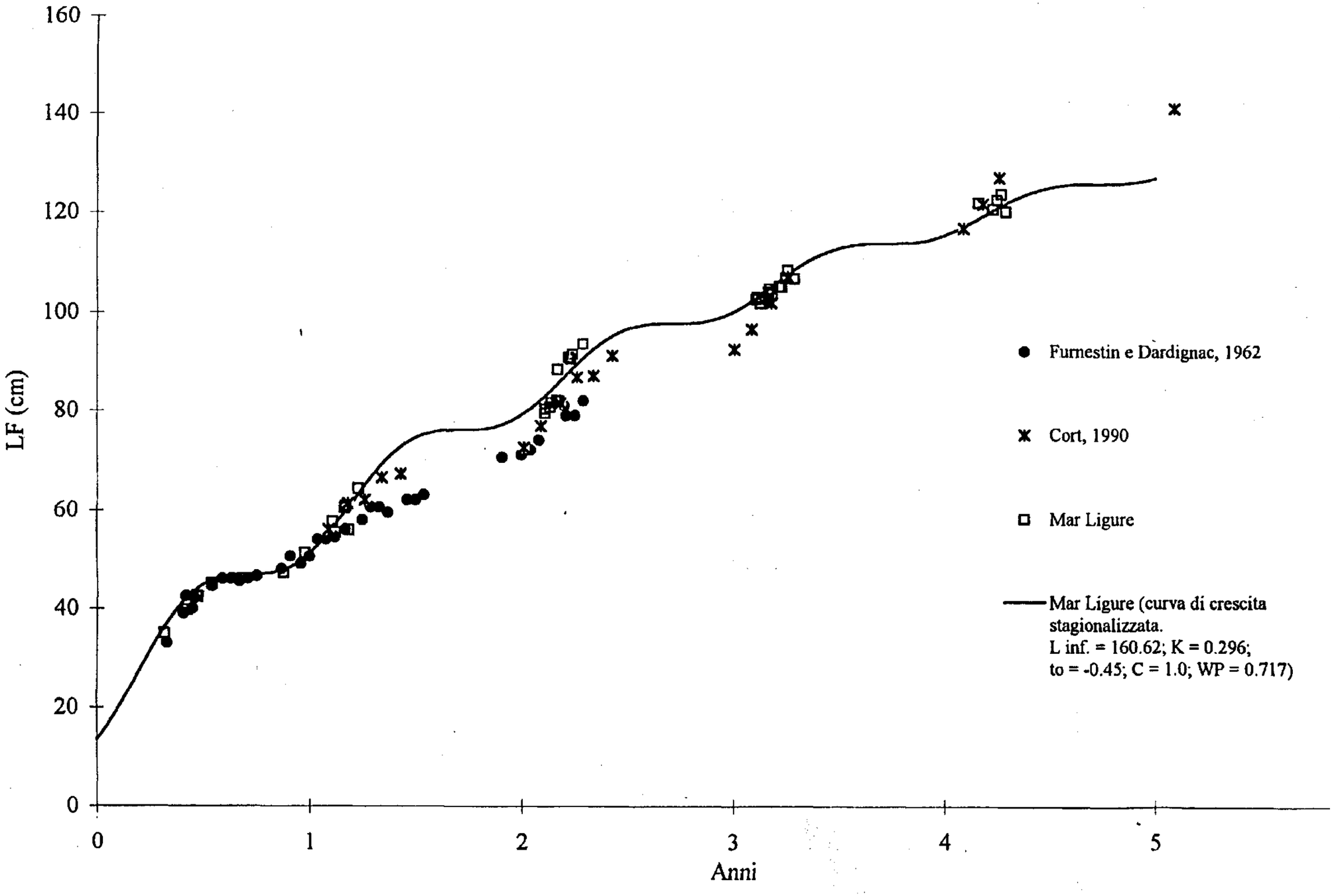
La dieta dei giovani tonni nell'area di studio è formata da pesci, cefalopodi e crostacei che in termini di biomassa ricostruita appaiono nella proporzione 10,6: 1,25: 2,6 ed in questo insieme la parte degli Eufausiacei è pari a circa il 14,2%. Nel campione studiato, che include alcuni abbondanti pasti a solo pesce, *M. norvegica* pertanto rappresenta in media circa 1/7 del contenuto gastrico.

Per quanto riguarda il valore energetico, è noto che 100g di acciuga corrispondono a 96 Kcal e che uguale quantità di *M. norvegica* oscilla tra 95-110 Kcal a seconda della stagione (Mauchline, 1980).

In quest'ultima specie il massimo accumulo lipidico è nell'autunno inoltrato (Brattelid e Matthews, 1978), quindi il passaggio dei tonni in Mar Ligure corrisponde a questa maggiore ricchezza dell'alimento. Le quantità misurate in termini di biomassa ingerita non sembrano tuttavia sufficienti a coprire il fabbisogno giornaliero (cfr. Olson, 1981).

Riteniamo quindi che i contenuti gastrici dei giovani tonni rappresentino singoli pasti o semplici frazioni di un alimento assunto in modo più o meno continuo, come si può arguire anche da misure sperimentali della velocità di evacuazione gastrica (Brill, 1996). Dall'altra parte l'efficienza dell'alimentazione è documentata dalla crescita del tonno (Fig. 3), che in Mar Ligure non è inferiore a quella delle aree atlantiche (Furnestin e Dardignae 1962; Cort 1990; Orsi Relini *et al.*, 1997).

Fig. 3 - Accrescimento del tonno in Mar Ligure ed in due aree atlantiche, Marocco e Golfo di Guascogna.
Growth of young bluefin tuna in the Ligurian Sea and in two Atlantic areas, Morocco and Biscay Bay.



Bibliografia

BRATTELID T. E., MATTHEWS J.B.L. (1978) - Studies on the deep-water pelagic community of Korsfjorden, western Norway. The dry weight and caloric content of *Euchaeta norvegica* (Copepoda), *Boreomysis arctica* (Mysidacea), and *Meganyctiphanes norvegica* (Euphausiacea). *Sarsia*, **63**: 203-211.

OLSON R.J. (1981) - Feeding and energetics studies of yellowfin tuna, food for ecological thought. *ICCAT Collect. Vol. Sci. Pap.*, **17**: 444-457.

BRILL R.W. (1996) - Selective advantages conferred by the high performance physiology of tunas, billfishes, and dolphin fish. *Comp. Biochem. Physiol.*, **113A** (1): 3-15.

CLARKE M.R. (1986) - *Handbook for the identification of cephalopod beaks*. Clarendon Press, Oxford: 273 pp.

CORT J.L. (1990) - Biologia y pesca del atun rojo, *Thunnus thynnus* (L.) del Mar Cantabrico. *Publ. Espec. Inst. Esp. Ocenogr.*, **4**: 272 pp.

FARRUGIO H. (1981) - Exploitation et dynamique des populations de Thon Rouge *Thunnus thynnus* (Linné, 1751) Atlanto Mediterraneennes. These de Docteur d'Etat. Academie de Montpellier, Université des Sciences et Techniques du Languedoc: 266 pp.

FOURNESTIN J., DARDIGNAC J. (1962) - Le thon rouge du Maroc Atlantic (*Thunnus thynnus* Linné.) *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, **26** (4): 381-398.

GENOVESE S. (1960) - Sul regime alimentare di *Thunnus thynnus* (L.). *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, **15**: 177-189.

ICCAT (1995) - Statistical bulletin, compiled by Miyake P.M., Kebe P., Gallego J.L., Cheatle J. **26:** 225 pp.

LIORZOU B., BIGOT J.L. (1991) - L'exploitation du Thon Rouge au large des cotes francaises de Mediterranee. *Bull. Soc. Zool. France*, **114** (4): 91-100.

MAUCHLINE J. (1980) - The biology of Mysids and Euphausiids. *Advances in Marine Biology*, **18:** 681 pp.

ORSI RELINI L., GARIBALDI F., PALANDRI G., CIMA C. (1994) - La comunità mesopelagica e i predatori "di superficie". *Biol. Mar Medit.*, **1** (1): 105-111.

ORSI RELINI L., PALANDRI G., RELINI M., CIMA C., GARIBALDI F., TORCHIA G. (1997) - Seasonal growth in young bluefin tuna of the Ligurian Sea. *ICCAT, Coll. Vol. Sci. Pap.*, **46**: 122-128.

PICCINETTI C., PICCINETTI MANFRIN G. (1970) - Osservazioni sulla biologia dei primi stadi giovanili del tonno (*Thunnus thynnus* L.) *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, **25** (2): 223-247.

PINKAS L. (1971) - Bluefin tuna food habits. *Fish. Bull.*, **152**: 47-63.

SANZ BRAU A. (1990) - Sur la nourriture des jeunes thons rouges *Thunnus thynnus* (L. 1758) des Côtes du Golfe de Valence. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, **32** (1): 274.

SELLA M. (1929) - Migrazioni e habitat del tonno (*Thunnus thynnus* L.) studiati col metodo degli ami, con osservazioni sull'accrescimento, sul regime delle tonnare ecc. *Memorie del Comitato Talassografico Italiano* **156**: 24pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 71-79

F. BADALAMENTI, G. FAZIO, G. ZAGAMI*, G. D'ANNA

I.T.P.P.- C.N.R. Laboratorio di Biologia Marina via G. Da Verrazzano, 17
91014 Castellammare del Golfo, Italia.
*Dip. Biologia Animale ed Ecologia Marina Università di Messina, Italia.

CICLO ALIMENTARE GIORNALIERO E SELEZIONE DELLE PREDE DI *SERIOLA DUMERILI* ASSOCIATA A FADs DI SUPERFICIE NEL GOLFO DI CASTELLAMMARE

DIEL FEEDING PERIODICITY AND FOOD SELECTION OF JUVENILE *SERIOLA DUMERILI* HOVERING IN SHADE IN THE GULF OF CASTELLAMMARE (N/W SICILY)

Abstract

The diel feeding periodicity and food preference of juvenile Seriola dumerili *(Pisces: Carangidae) during the planktivorous phase were investigated. Juveniles were extremely selective and few copepod species, mainly pontellidae, made up the bulk of their diet. A circadian feeding rhythm was observed with peaks at dawn and dusk.*

Key-words: Diel feeding, food preference, juvenile, *Seriola dumerili*.

Introduzione

La ricciola, *Seriola dumerili,* è una specie pelagica con elevato tasso di crescita, diffusa lungo le coste del Mediterraneo, Atlantico ed Indopacifico (Bauchot, 1987). Durante i primi 6-8 mesi di vita i giovanili di ricciola si ritrovano comunemente nei pressi di oggetti galleggianti, dando vita ad una caratteristica associazione (Smith-Vaniz, 1986). Durante questa fase della vita l'alimentazione della ricciola varia in relazione alla taglia. Divenuti giovanili, gli individui di ricciola si alimentano quasi esclusivamente di zooplancton per circa due mesi (Badalamenti *et al.*, 1995; Pipitone e Andaloro, 1995) successivamente, dopo un breve periodo di transizione, caratterizzato da numerose prede bentoniche nella dieta, le ricciole diventano ittiofaghe (Andaloro e Pipitone, 1997; Matallanas *et al.*, 1995).

Nel Golfo di Castellammare, come in numerose altre aree del Mediterraneo, vengono costruiti dai pescatori corpi galleggianti (FADs) per attrarre i giovanili di alcune specie ittiche e prolungare al massimo la loro permanenza nelle aree di pesca (Mazzola *et al.*, 1993). La presenza di questi corpi galleggianti, denominati cannizzati, determina una certa stanzialità della ricciola che ci ha permesso di approfondire le conoscenze sul comportamento alimentare ed in particolare di studiare il ritmo e la selettività alimentare durante la fase planctofaga.

Materiali e metodi

Gli esemplari di ricciola sono stati catturati in due distinti prelievi: il primo effetuato tra il 23 ed il 24 luglio ed il secondo tra il 6 ed il 7 agosto 1995 nel Golfo di Castellammare. Sono state effettuate nove pescate a luglio e nove ad agosto, ad intervalli di circa tre ore, durante cicli giornalieri di campionamento.

La cattura è stata effettuata utilizzando una piccola rete da circuizione, che di volta in volta veniva disposta attorno a cannizzati usati da pescatori professionisti (Mazzola *et al.*, 1993) ed ancorati alla profondità media di circa 25 metri. Tutti gli individui utilizzati per lo studio dei contenuti stomacali sono stati narcotizzati (benzocaina, 50 ppm) e successivamente pesati, misurati ed eviscerati. Gli stomaci sono stati poi casualmente separati per condurre due distinte analisi: un'analisi quantitativa per valutare il peso secco del contenuto stomacale nelle diverse frazioni del campionamento ed una qualitativa per valutare le preferenze e la selettività alimentare durante il ciclo giornaliero. Per calcolare il peso secco dei contenuti stomacali, i campioni sono stati asciugati in stufa a 70°C fino al raggiungimento di un peso costante e successivamente pesati con una bilancia elettronica. Per l'analisi qualitativa i visceri sono stati fissati con una soluzione di acqua di mare e formalina al 5%. Gli stomaci raccolti sono stati sezionati in laboratorio alla stereolente, annotando il peso umido (WW) del contenuto stomacale. Successivamente si è proceduto allo smistamento, all'identificazione ed al conteggio delle prede principali che sono state classificate al più basso livello tassonomico possibile. Il ritrovamento di frammenti di *Cymodocea nodosa* nel contenuto stomacale è stato considerato uguale a uno nel calcolo della densità.

Per ciascun ciclo alimentare sono stati calcolati, frequenza (%F) e numero (%N) percentuali di ogni categoria di preda.

Tutte le prede sono state utilizzate per calcolare l'indice di selezione lineare del cibo *L* proposto da Strauss (1979), che confronta i valori d'importanza delle prede negli stomaci e nell'ambiente.

Dai risultati dell'analisi dei contenuti stomacali è stato calcolato, per ciascun lotto degli individui catturati, il livello trofico *TLA* secondo la formula proposta da Mearns *et al.* (1981).

La stessa formula è stata poi applicata ai dati riportati in Badalamenti *et al.* (1995) per comparare i valori di *TLA* durante la fase planctofaga con gli stadi successivi di sviluppo ed ottenere una ricostruzione della rete trofica dei giovanili di ricciola.

Il livello trofico è stato assunto dai dati di letteratura delle singole specie (Arnaud *et al.*, 1980; Fauchald e Jumars, 1979; Pagano *et al.*, 1993; Turner, 1984). Per quelle prede classificate a livelli tassonomici superiori come generi, ordini ecc. il valore del livello trofico è stato di volta in volta mediato. E' stata seguita la convenzionale gerarchia per l'assegnazione del livello trofico di ogni preda: 1 = produttori primari; 2 = erbivori; 3 = carnivori primari; 4 = carnivori secondari; 5 = carnivori terziari.

Contemporaneamente alla cattura dei giovanili di ricciola sono state effettuate delle pescate di zooplancton, sia orizzontali (in superficie) che verticali (dal fondo, circa 25 m di profondità, alla superficie), utilizzando un retino da plancton WP2. Sono state eseguite otto pescate orizzontali (o) ed otto verticali (v) per ciascuna campagna, che precedevano o seguivano di poco la cattura delle ricciole. I campioni sono stati fissati in una soluzione di formalina neutralizzata ed acqua di mare al 4%. Sono stati identificati a livello di specie cladoceri e copepodi adulti, gli altri gruppi sono stati classificati ad un livello tassonomico superiore. I risultati di questa analisi sono stati utilizzati per calcolare l'indice di selettività alimentare di Strauss, confrontando i dati del contenuto stomacale sia con i campioni di zooplancton superficiale (*Lo*) che con quelli provenienti dalla colonna d'acqua (*Lv*).

Risultati

Sono stati raccolti in totale 383 pesci, 179 a luglio ($\overline{LT}$=6.46 ± 0.8 cm; $\overline{PT}$=3.47 ±1.24 g) e 204 ad agosto ($\overline{LT}$=11.25 ± 1.43 cm; $\overline{LT}$=15.7 ± 6.1 g). A luglio sono stati esaminati 96 stomaci per l'analisi quantitativa e 83 per quella qualitativa. Nel mese di agosto sono stati esaminati gli stomaci di 121 pesci per l'analisi quantitativa e di 76 pesci per quella qualitativa Quasi tutti gli esemplari catturati rientrano nella classe di taglia I riportata in Badalamenti *et al.* (1995) con LT <11 cm.

La figura 1 mostra l'andamento del peso secco del contenuto stomacale espresso in mg durante i due cicli giornalieri. Sia a luglio (Fig. 1a) che ad agosto (Fig. 1b) si osserva un caratteristico ritmo bimodale attribuibile all'attività circadiana

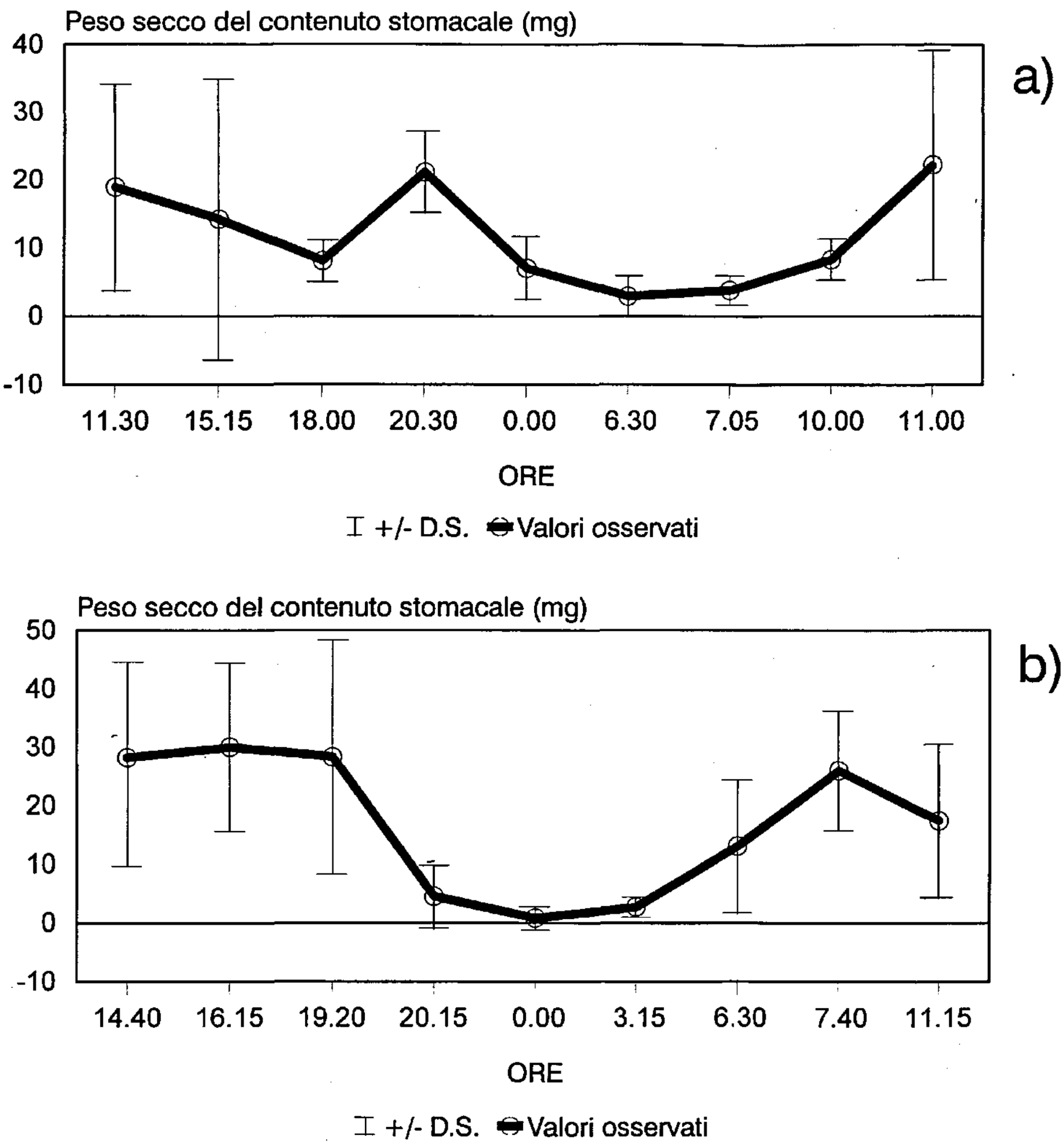


Fig. 1 - Variazione del peso medio del contenuto stomacale di giovanili di ricciola: a) luglio, b) agosto. D.S.= deviazione standard.

Stomach content average weight values of juvenile greater amberjacks during daily cycle of a) July and b) August 1995.

della specie. In tutti e due i mesi l'attività alimentare raggiunge un valore minimo durante le ore di buio. All'alba la ricciola comincia ad alimentarsi attivamente e raggiunge un picco prima di mezzogiorno. A questo segue una pausa dell'attività alimentare che riprende all'imbrunire e raggiunge un secondo picco in prossimità del tramonto. Da questo momento fino all'alba del giorno seguente i giovanili di ricciola non si alimentano. Non vi sono differenze significative tra il picco antimeridiano e quello pomeridiano (Mann-Whitney U test).

In tabella 1 viene riportato il numero medio di prede per stomaco ritrovato durante i due cicli di campionamento giornaliero, sono inoltre illustrati il numero totale medio di prede per frazione di campionamento, i valori di %N, %F, *Lo* ed *Lv* delle prede identificate.

L'andamento del numero medio di prede consumato durante le diverse frazioni del ciclo giornaliero rispecchia quello del peso dei contenuti stomacali. Durante la notte, in entrambi i mesi, i valori del numero medio di prede sono prossimi a zero. Ad agosto il valore medio più elevato si raggiunge alle ore 19.20 con 640 prede ed il minimo alle 3.15 con una preda per stomaco. Il numero medio di prede è significativamente maggiore ($p<0.05$, Kruskal-Wallis analisi non parametrica della varianza) nella frazione pomeridiana rispetto alla mattina (incluso il campione delle ore 14.40).

A luglio il numero medio di prede più elevato si riscontra alle 20.30 con 432 prede, il minimo è raggiunto alle 6.30 con 9 prede. Anche in questo caso il numero medio di prede è significativamente più elevato ($p<0.05$) nella fase di alimentazione pomeridiana.

Nel mese di luglio sono state identificate 26 prede diverse, mentre ad agosto questo valore diminuisce a 19.

Confrontando la composizione delle prede nei due mesi a luglio si ritrovano 12 prede esclusive mentre ad agosto solo *Ethusa mascarone* risulta esclusiva. A luglio le prede più frequenti risultano 4 specie di copepodi, *Labidocera wollastoni, Temora stylifera, Isias clavipes* e *Pontella lobiancoi,* assieme a larve di decapodi macruri e brachiuri. Le quattro specie di copepodi menzionate, assieme a *Pontella mediterranea* e *Centropages kroyeri*, rappresentano 85% in numero di tutti gli individui predati.

Ad agosto sono tre le prede più frequenti: *L. wollastoni*, *P. lobiancoi* e larve di decapodi macruri. Numericamente, due sole *specie, L. wollastoni* e *P. mediterranea,* rappresentano oltre l'87% in numero di tutti gli individui predati.

L'indice *L* di Strauss mostra che per molte specie predate non vi è selezione attiva ed i valori sono prossimi a zero (Tab. 1), sia nel confronto con le pescate di plancton effettuate in orizzontale (Lo) che in verticale (Lv). Nel mese di luglio, solo *L. wollastoni*, *P. mediterranea* e *T. stylifera* risultano tuttavia selezionate in maniera statisticamente significativa ($p<0.05$, *t* test) mentre le appendicolarie sono significativamente scartate.

Ad agosto sono solo due le specie selezionate positivamente in maniera statisticamente significativa: *L. wollastoni* e *P. mediterranea.*

Nel mese di luglio, il 31% dei taxa raccolti con il retino da plancton nelle pescate orizzontali ed il 28% di quelli ritrovati nelle pescate verticali si ritrovano anche nei contenuti stomacali. Ad agosto questa percentuale diminuisce, rispettivamente, al 16% ed al 14%. 5 prede a luglio e 9 prede ad agosto non sono state ritrovate nelle pescate di plancton.

Tab. 1 - Valori medi di densità delle prede identificate nei contenuti stomacali dei giovanili di ricciola nel ciclo giornaliero a) luglio e b) agosto.
Average density data of prey items identified from the stomach contents from the daily cycle of a) July and b) August 1995.

a)

Luglio

Orario	10.00	11.00	11.30	15.15	18.00	20.30	0.00	6.30	7.05	%N	%F	L_o	L_v
N. individui	7	10	8	11	10	10	9	7	10				
Labidocera wollastoni	2,4	93,6	12,5	78,0	40,0	301,3	6,9	1,7	49,7	38,18	100	0,382	0,382
Temora stylifera	10,9	23,7	23,9	29,8	56,8	42,5	5,4	1,1	2,9	12,84	100	0,126	0,127
Isias clavipes	2,0	1,6	13,6	2,2	12,7	19,0	0,2	0,1	0,7	3,40	100	0,021	0,021
Pontella lobiancoi	2,7	7,3	7,5	1,0	1,0	1,7	2,6	1,7	4,7	1,97	100	-	-
Macruri larve	0,3	2,2	1,5	2,3	2,7	2,6	0,8	0,4	1,2	0,91	100	0,011	0,011
Brachiuri larve	4,0	1,0	1,3	2,1	0,7	1,4	0,2	1,7	0,6	0,85	100	0,012	0,012
Pontella mediterranea	54,7	2,3	31,4	15,7	11,7	59,2	84,1	0,0	0,6	16,92	89	0,165	0,168
Centropages kroyeri	0,0	2,0	101,0	74,5	0,7	1,8	0,0	0,1	0,1	11,74	78	0,058	0,089
Corycaeus latus	0,0	0,0	0,4	2,5	1,5	0,8	0,3	0,3	0,3	0,40	78	-0,005	-0,009
Isopodi	0,0	0,1	0,5	0,0	0,1	0,5	0,0	0,7	0,7	0,17	67	0,002	0,002
Osteitti	0,0	0,5	1,4	0,0	0,4	0,3	0,0	0,1	0,0	0,18	56	-	-
Pontella atlantica	0,0	0,2	0,0	0,0	0,1	0,2	0,3	0,0	0,0	0,05	44	-	-
Centropages spp. copepoditi	0,1	0,0	182,8	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,02	33	-0,062	0,013
Centropages violaceus	0,3	0,7	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,07	33	-0,003	-0,002
Anfipodi	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,05	33	-	-0,001
Osteitti larve	0,4	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,05	33	-0,006	-0,004
Centropages typicus	0,0	0,0	0,3	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,04	33	-0,002	-0,005
Oncaea media	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,03	22	-0,004	-0,005
Appendicolarie	0,0	0,0	0,0	0,2	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,04	22	-0,122	-0,257
Pontella spp. copepoditi	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,07	11	-0,005	0,000
Osteitti uova	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,02	11	-0,004	-0,002
Cymodocea nodosa	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,02	11	-	-
Evadne tergestina	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	11	-0,015	-0,010
Corycaeus clausi	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	11	-	-
Evadne spinifera	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	11	-0,071	-0,034
Nannocalanus minor	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	11	-0,001	-0,003
Numero medio	79	135	378	211	129	432	101	9	62				

b)

Agosto

Orario	16.15	19.20	20.15	0.00	3.15	6.30	7.40	11.15	14.40	%N	%F	L_o	L_v
N. individui	10	10	11	3	2	10	10	10	10				
Labidocera wollastoni	279,9	394,8	278,1	9,3	0,0	0,7	36,7	33,0	79,6	63,71	-89	0,636	0,637
Pontella lobiancoi	0,9	3,0	4,2	0,7	0,0	1,0	3,2	12,0	10,6	2,04	-89	-	-
Macruri larve	4,7	1,4	2,5	0,3	0,0	0,3	0,9	3,9	5,1	1,09	-89	0,002	0,002
Pontella mediterranea	5,6	182,8	93,9	18,0	0,0	0,0	0,4	70,7	41,0	23,62	-78	0,232	0,236
Osteitti	0,2	0,1	0,0	0,3	0,0	0,5	0,2	0,1	0,2	0,09	-78	-	-
Temora stylifera	7,6	7,0	4,5	0,7	0,0	0,0	0,0	0,2	0,5	1,17	-67	0,006	0,011
Ethusa mascarone larve	2,6	1,1	2,9	2,3	0,0	0,0	0,0	4,5	0,2	0,78	-67	-	-
Brachiuri larve	1,6	2,0	1,6	0,7	0,0	0,0	0,0	2,0	4,1	0,69	-67	0,001	0,001
Isopodi	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,06	-67	-	0,001
Anfipodi	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,6	11,9	0,3	0,2	0,76	-56	0,008	0,007
Centropages kroyeri	6,5	10,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,02	-44	-0,031	0,001
Pontella atlantica	0,1	34,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	2,03	-33	-	-
Pontellidae copepoditi ind.	0,0	0,0	29,8	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	2,7	1,97	-33	-	-
Cymodocea nodosa	0,0	0,0	0,2	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,08	-33	-	-
Candacia simplex	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,02	-33	-	-
Copepodi ind.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	3,3	0,30	-22	-	-
Nannocalanus minor	0,0	2,3	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,19	-22	-	-
Neocalanus gracilis	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,3	0,0	0,36	-11	-	0,004
Numero medio	310	640	420	33	1	3	54	138	148				

In figura 2 è illustrata la ricostruzione delle relazioni trofiche dei giovanili di *S. dumerili* durante il primo anno di vita. La figura è stata ottenuta a partire dai dati di tabella 1 (classe di taglia I LT < 11 cm) e da quelli riportati in Badalamenti *et al.* (1995) (classe di taglia II con LT compresa tra 11 e 14 cm e classe di taglia III con LT > 14 cm.

Sono evidenti le due diverse componenti dello zooplancton che caratterizzano l'alimentazione a luglio ed agosto e poi la transizione verso la dieta bentonica e pescivora che caratterizza gli individui di taglia maggiore. Durante il primo anno di vita il livello trofico incrementa in relazione alla crescita degli individui.

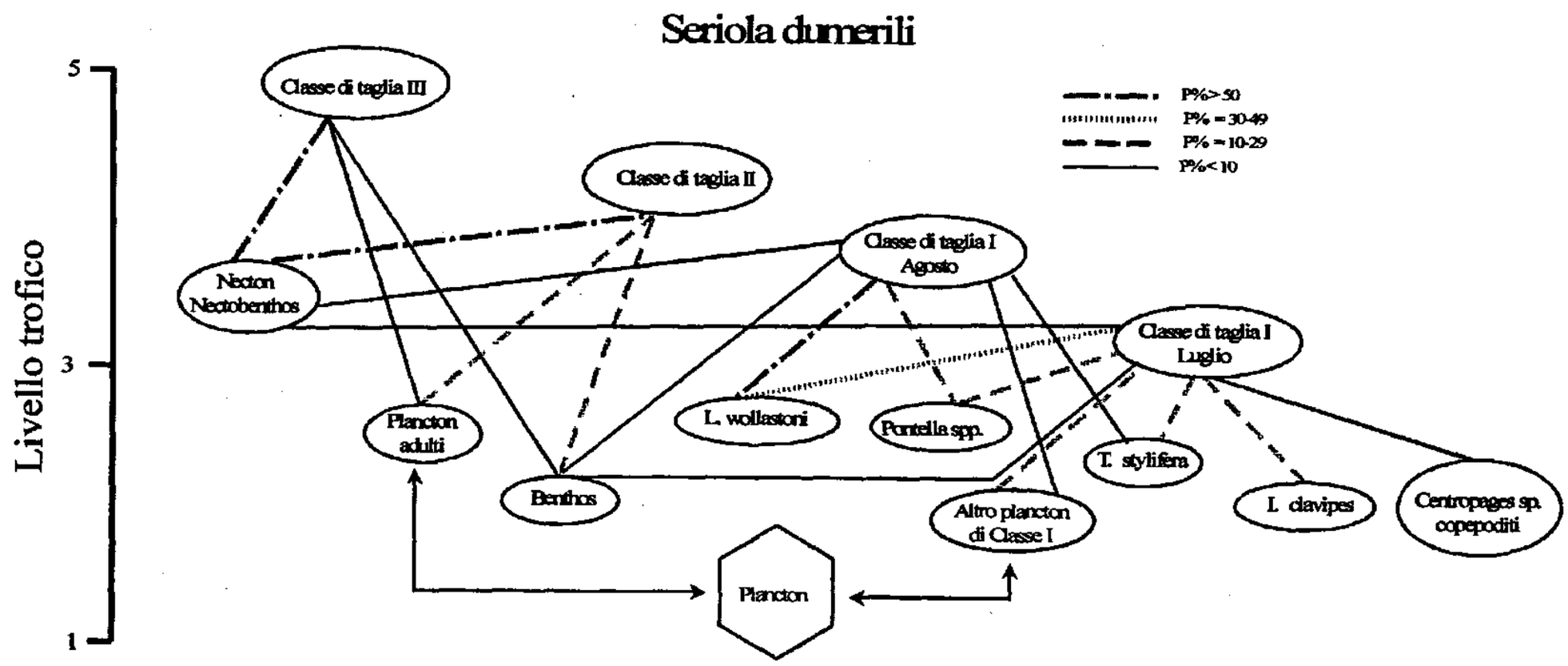


Fig. 2 - Relazioni trofiche dei giovanili di ricciola catturati sotto i FADs di superficie nel Golfo di Castellammare. I diversi tratti delle linee si riferiscono all'importanza in peso percentuale per le singole prede delle classi di taglia II e III ed al contributo percentuale in numero per la classe I.

Food web of the juvenile greater amberjack hovering under FADs in the Gulf of Castellammare. Connecting lines refer to prey importance in terms of weight for class size II and III and in terms of number for class size I.

Discussione e conclusioni

I giovanili di ricciola che vivono all'ombra di oggetti galleggianti nel Golfo di Castellammare, durante la fase di alimentazione planctofaga, si comportano come specialisti estremamente selettivi. La loro dieta è in prevalenza costituita da alcune specie di pontellidi, copepodi di grandi dimensioni e con un elevato tenore in proteine, che caratterizzano lo strato ultra superficiale della colonna d'acqua (Champalbert e Kerambrun, 1978).

Il ritmo alimentare è di tipo circadiano con un picco dopo l'alba e l'altro prima del tramonto, durante la notte invece l'attività alimentare cessa. Sebbene i due picchi di alimentazione non differiscano significativamente tra loro in termini di peso medio del contenuto stomacale, si riscontra una significativa differenza tra il numero medio di prede catturate. Durante la fase antimeridiana vengono infatti consumate prede di dimensioni maggiori rispetto alla fase di alimentazione pomeridiana. Le differenze sono in gran parte attribuibili al maggior numero di organismi meroplanctonici ed alle larve di pesce predate di mattina. Queste variazioni potrebbero dipendere più che da una scelta del predatore o dalla maggiore disponibilità della preda, semplicemente da un fattore ambientale come la luce. I dati relativi alle pescate di zooplancton effettuate nell'area dei FADs non rivelano infatti variazioni significative nell'abbondanza del meroplancton o delle larve di pesce lungo il corso del ciclo giornaliero (Zagami *et al.*, dati non pubblicati), mentre la visibilità delle prede da parte del predatore potrebbe aumentare o diminuire in relazione alla qualità e quantità della luce (Helfman, 1981) ed alla posizione reciproca di preda e predatore rispetto ai raggi solari (in luce o in ombra).

I giovanili di ricciola mostrano variazioni ontogenetiche della dieta che si susseguono in un breve arco di tempo, e sono risultate molto marcate anche nel

breve spazio delle due settimane di indagini durante le quali sono stati raccolti i dati di questo lavoro. La dieta è più diversificata durante il mese di luglio, quando gli animali predano anche organismi di dimensioni ridotte come i copepoditi di *Centropages spp.* e numerosi individui di *C. kroyeri.* Ad agosto si osserva una maggiore specializzazione, con la dominanza di *L. wollastoni* e *P. mediterranea.* Alla fase planctivora segue un breve periodo in cui sono importati le prede bentoniche e, infine, i giovanili giungono alla definitiva dieta pescivora (Badalamenti *et al.*, 1995; Pipitone *et al.*, 1995). Durante lo sviluppo ontogenetico dei giovanili il livello trofico delle prede consumate, e di conseguenza anche quello della stessa ricciola, aumenta (Fig. 3). E' evidente che le repentine variazioni ontogenetiche riportate devono essere collegate alla rapida crescita dei giovanili (capaci di raggiungere il peso di un chilogrammo (Mazzola *et al.,* 1995) nei primi sei mesi di vita), alle modifiche morfologiche e ad un sempre più pressante fabbisogno energetico. Il consumo giornaliero di cibo dei giovanili di ricciola supera il 10% del loro peso totale (Badalamenti *et al.*, dati non pubblicati). Una simile quantità di cibo può essere facilmente assunta dal plancton finché le dimensioni del predatore rimangono piccole.

Si potrebbe assumere, d'accordo con l'optimal foraging theory (Hart, 1986), che i giovanili di *S. dumerili,* nella loro rapidissima crescita, cercano di massimizzare la velocità di consumo netta del cibo nell'unità di tempo (Wootton, 1990). Tendono cioè ad avere sempre un bilancio ottimale tra la quantità di energia contenuta nelle prede consumate e quella necessaria alla loro cattura. Ogni qualvolta il bilancio tra queste due componenti diventa sfavorevole si determina un cambiamento delle abitudini alimentari, nel caso della ricciola il cambiamento si correla facilmente con la taglia degli individui.

Allo stato attuale delle conoscenze si può in conclusione affermare che i FADs possono essere vantaggiosi per i giovanili di ricciola in diverso modo:

a) minimizzando i movimenti e gli spostamenti per la ricerca di cibo e rifugio, con un conseguente risparmio energetico;

b) determinando la possibilità di vedere meglio le prede (Helfman, 1978; Rountree, 1989) senza essere visti dai predatori, specialmente in condizioni di poca luce;

c) consentendo rapide esplorazioni del sottostante fondale, in cerca di prede bentoniche e nectobentoniche, senza allontanarsi troppo dal loro rifugio (Badalamenti *et al.*, 1995);

d) garantendo l'avvicinamento verso la costa al sicuro dai predatori (Boehlert, 1996).

Per quanto riguarda infine l'ipotesi formulata da alcuni autori, di un possibile ruolo trofico dei FADs per le specie ittiche attratte (Ibrahim *et al.*, 1996), nel caso di *S. dumerili,* questa supposizone può essere scartata.

Summary

The greater amberjack, *Seriola dumerili* (Pisces: Carangidae), is commonly found hovering in shade during the first six months of life. During the early life stage (i.e. up to about 11 cm total length) the species is planktivorous.

In this study we collected juvenile greater amberjacks in July (n = 179; $\overline{LT}$ = 6.46 cm ± 0,8) and August (n = 204; $\overline{LT}$ = 11.25 ± 1.43), in order to study feeding rhythm and food selection. Sampling was carried out using a professional

purse seine at intervals of approximately three hours during a 24 hour sampling cycle. A group of FADs was used as the sampling site. More or less contemporaneously, plankton samples were taken from the surface and from the water column using a WP2 plankton net. Fish were narcotised, lengthed, weighed and eviscerated. Stomach content analysis was then carried out, identifying only copepods and cladocerans prey items at the species level. Plankton samples were sorted in the same way, with only copepods and cladocerans identified at the species level. The Strauss linear index for food selection was employed to assess amberjack feeding selectivity.

Juvenile greater amberjacks showed a circadian feeding rhythm in both July and August. Feeding started at dawn, reaching a peak just before noon, followed by a period of resting. Feeding started again later in the afternoon and reached a second peak at dusk. The two peaks did not differ significantly from each other in terms of average weight of stomach contents. Copepods were found to be the dominant item in the gut contents. Few cases of empty stomachs were found, and only at night. More than 100 taxa were identified from the plankton hauls while only 26 taxa in July and 19 in August were found in the stomach contents. In July, 6 copepod species, *Labidocera wollastoni, Temora stylifera*, *Isias clavipes*, *Pontella lobiancoi Pontella mediterranea* and *Centropages kroyeri*, accounted for as much as 85% of the total number of prey items. In August only two species, *L. wollastoni* and *P. mediterranea* accounted for more than 87% of the total number of prey items. It was found that only *L. wollastoni*, *P. mediterranea* and *T. stylifera* in July and *L. wollastoni* and *P. mediterranea* in August were selected in a statistically significant way, and only appendicularians were significantly refused in July.

During the planktivorous feeding phase juvenile greater amberjacks fed mainly on the hyponeustonic planktonic assemblage. Their diet was almost entirely made up of pontellid copepod species, which are characteristic due to their large size and the fact that they live in the most superficial layer of the sea water. When juvenile greater amberjacks hover underneath floating objects they gain a series of advantages: they are able to save energy as the floating structures are anchored to the sea bottom and there is thus no need for the amberjacks to swim, but only to hover, in order to catch prey. Staying in the shade means that the amberjacks are not easily seen by predators and that they are more able to see prey carried toward them in the current. Their twilight feeding activity also facilitates prey visualization. The results of this study support some previous observations regarding the advantage to fish of hovering in shade.

Bibliografia

ANDALORO F., PIPITONE C. (1997) - Food and feeding habits of the amberjack, *Seriola dumerili* in the central Mediterranean Sea during the spawning season. *Cah. Biol. Mar.*, **38**: 91-96.

ARNOUD J., BRUNET M., MAZZA J. (1980) - Structure et ultrastructure de l'intestin chez plusieur especes de Copepodes Calanoides (Crustacea). *Zoomorphologie*, **95** (3): 213-233.

BADALAMENTI F., D'ANNA G., LOPIANO L., SCILIPOTI D., MAZZOLA A. (1995) - Feeding habits of young-of-the-year greater amberjack *Seriola dumerili* (Risso, 1810) along the N/W Sicilian coast. *Sci. Mar.*, **59** (3-4): 317-323.

BAUCHOT M.L. (1987) - Poissons Osseux. In: Fischer W., Schneider M., Bauchot M.L.(eds.). *Fiches FAO d'identification des especes pour les besoins de la peche. Méditerranée et Mer Noire. Zone de Peche 37.* FAO, Rome. Rév. **1** (2): 891-1422.

BOEHLERT G.W. (1996) - Larval dispersal and survival in tropical reef fishes. In: Polunin N.V.C., Roberts C.M. (eds.). *Reef Fisheries,* Chapman & Hall, London: 61-84.

CHAMPALBERT G., KERAMBRUN P. (1978) - Composition biochimique des copepodes de l'hyponeuston de Mediterranée Nord Occidentale. Poids sec et analyse elementaire du carbone, de l'hydrogene et de l'azote. *Mar. Biol.*, **45** (3): 215-224.

FAUCHALD K., JUMARS P.A. (1979) - The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. Oceanograf. *Mar. Biol. Ann. Rev.*, **17**: 193-284.

HART P.J.B. (1986) - Foraging in Teleost Fishes. In: Pitcher T.J. (ed.). *The Behaviour of Teleost Fishes,* Croom Helm, London: 211-235.

HELFMAN, G.S. (1978) - Patterns of community structure in fishes: summary and overview. *Env. Biol. Fish.*, **3** (1): 129-148.

HELFMAN, G.S. (1981) - The advantage to fishes of hovering in shade. *Copeia*, **2**: 392-400.

IBRRAHIM S., AMBAK M.A., SHAMSUDIN L., SAMSUDIN M.Z. (1996) - Importance of fish aggregating devices (FADs) as substrates for for food organism of fish. *Fisheries Research,* **27**: 265-273.

MAZZOLA A., LOPIANO L., SARÀ G., D'ANNA G. (1993) - Sistemi di pesca, cattura ed abitudini alimentari di *Seriola dumerili* (Risso 1810) nel Golfo di Castellammare (Sicilia occidentale). *Naturalista siciliano*, S. IV, **17** (1-2): 137-148.

MEARNS A. J., YOUNG D.R., OLSON R.J., SCHAFER H. A. (1981) - Trophic structure and the cesium-potassium ratio in pelagic ecosystem. *Cal. Coop. Ocean. Fish. Invest. Rep.,* **22**: 99-110.

PAGANO M., GAUDY R., THIBAULT D., LOCHET F. (1993) - Vertical migrations and feeding rhythms of mesozooplanktonic organism in the Rhone river plume area (North-West Mediterranean Sea). *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, **37** (3): 251-269.

PIPITONE C., ANDALORO F. (1995) - Food and feeding habits of juvenile greater amberjack, *Seriola dumerili* (Osteichthyes, Carangidae) in inshore waters of the central Mediterranean Sea. *Cybium*, **19** (3): 305- 310.

ROUNTREE R.A. (1989) - Association of fishes with fish aggregation devices: effect of structure side on fish abundance. *Bull. Mar. Sci.*, **44** (2): 960-972.

SMITH-VANIZ W.F. (1986) - Carangidae. In: Whithehad P.J.P., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J., Tortonese E. (eds.), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean.* (2), UNESCO, Paris: 837-838.

STRAUSS R. E. (1979) - Reliability estimates for Ivlev's electivity index, the forage ratio and proposed linear index of food selection. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **108**: 344 - 352.

TURNER J. T. (1984) - Zooplankton feeding ecology: contents of fecal pellets of the copepods *Temora turbinata* an *T. stylifera* from continental shelf and slope waters near the mouth of the Mississippi River. *Mar. Biol.*, **82** (1): 73-83.

WOOTTON R.J. (1990) - *Ecology of teleost fishes*. Chapman & Hall, London: 410 pp.

Lavoro realizzato con il contributo del M.R.A.A.F.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 80-89

P. RINELLI, N. SPANÒ*, D. GIORDANO, F. PERDICHIZZI, S. GRECO

Istituto Sperimentale Talassografico - C.N.R., Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.
*Dipartimento Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina, Italia.

ORGANISMI BENTONICI E FAUNA DEMERSALE IN UN'AREA DEL TIRRENO MERIDIONALE

BENTHIC ORGANISMS AND DEMERSAL FAUNA IN THE SOUTHERN TYRRHENIAN SEA

Abstract

This paper refers to a contextual study of macrobenthic assemblages and demersal species in an area of the southern Tyrrhenian Sea. Because of the direct trophic relationship between benthic and nektonic compartments in marine environments, a detailed analysis of the benthic communities structure can explain the abundance and the distribution of commercial benthonektonic and bathypelagic species.

Key-words: Trophic relationships, benthic assemblages, demersal resources, Southern Tyrrhenian Sea.

Introduzione

La relazione trofica diretta esistente fra i comparti bentonico e nectonico dell'ambiente marino, implica la possibilità di una migliore comprensione dei pattern di abbondanza e distribuzione delle specie bentonectoniche e batipelagiche di importanza commerciale attraverso l'analisi approfondita della struttura dei popolamenti bentonici.

In questo lavoro vengono riportati i risultati relativi allo studio contestuale dei popolamenti macrobentonici e delle specie demersali in un'area del Basso Tirreno compresa fra Capo d'Orlando e Capo Rasocolmo. I dati utilizzati provengono da campionamenti eseguiti, nell'autunno 1996, dall'U.O. n°6 dell'Istituto Sperimentale Talassografico del CNR di Messina, nell'ambito del programma nazionale "Valutazione delle Risorse Demersali" del Ministero Risorse Agricole Alimentari e Forestali.

Sebbene i fondali dell'area considerata siano stati oggetto di indagine sin dagli anni '70 (Arena e Bombace, 1970; Bombace e Li Greci, 1970; Bombace, 1970; Arena e Li Greci 1973; Rinelli *et al.*, 1997; Spanò e Potoschi, 1997), uno studio contestuale fra macrobenthos e fauna demersale non era stato ancora effettuato. L'acquisizione di conoscenze in merito è fondamentale per una migliore gestione delle importanti risorse commerciali che caratterizzano quest'area tirrenica.

Materiali e metodi

Il campionamento è stato condotto con un motopeschereccio attrezzato con reti a strascico con maglie al sacco di 40 mm. Le cale effettuate, della durata di un'ora, sono state distribuite utilizzando un metodo random stratificato (Greco *et al.*, 1997). I dati qui riportati si riferiscono a 19 cale ripartite in cinque strati batimetrici, compresi fra 10 e 800 m di profondità (Fig. 1). Per le caratteristiche e l'ubicazione delle cale si rimanda ad un data report di recente pubblicazione

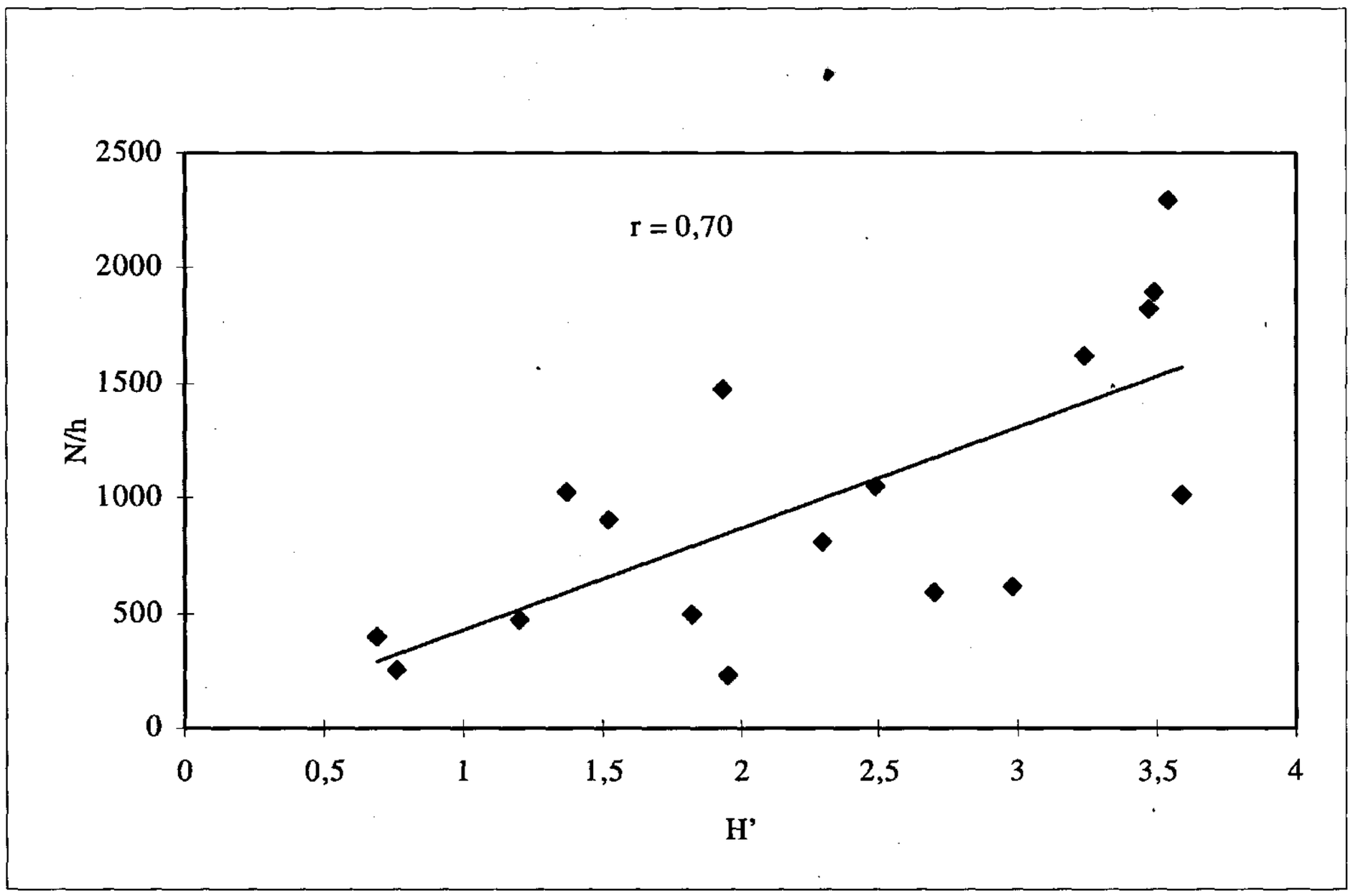


Fig. 1 - Grafico di correlazione fra rendimento orario in numero delle specie demersali (N/h) e indice di diversità (H') del macrobenthos, per singola cala.
Correlation graphic between hourly yield in number (N/h) of demersal species and diversity index (H') of macrobenthos, for each haul.

(Greco *et al.*, 1997). In ciascuna cala il materiale raccolto è stato suddiviso nelle seguenti categorie: Pesci, Crostacei, Cefalopodi, scarto, rifiuti e sporco. Le specie appartenenti a quest'ultima frazione, definita come la parte di origine biologica non utilizzabile ai fini commerciali, sono state separate nei principali gruppi sistematici (Molluschi, Crostacei, Echinodermi) e quindi classificate a livello specifico. Dai valori di abbondanza numerica delle singole specie macrobentoniche, appartenenti allo sporco, sono stati calcolati, sia per strato che per ogni singola cala, l'indice di diversità H' di Shannon Weaver e quello di equitabilità J di Pilieu.

Al fine di verificare l'omogeneità dei fondali e la delimitazione delle biocenosi presenti, all'inizio ed alla fine di ogni cala sono stati eseguiti campionamenti di sedimento di fondo utilizzando una benna Van Veen con capacità di prelievo pari a 25 dm^3 di volume e 0,25 m^2 di superficie; per ogni punto stazione sono state eseguite due repliche per ottenere il volume minimo necessario all'analisi bionomica.

Risultati

Per quanto riguarda la fauna demersale sono state complessivamente rinvenute 98 specie (75 Pesci, 15 Cefalopodi e 8 Crostacei). Per necessità di sintesi, non viene riportato l'elenco faunistico completo delle specie demersali catturate. Ai fini del presente lavoro sono state infatti considerate soltanto le

specie più rappresentative, in termini di rendimenti orari medi in peso, dei singoli strati (Tab 1).

Le specie più abbondanti sono risultate *Mullus barbatus, Pagellus erythrinus* e *Diplodus annularis* per il primo strato (A); *M. barbatus, Merluccius merluccius* e *Trachurus trachurus* per il secondo strato (B); nello strato C, *T. trachurus* presenta il più alto rendimento, seguito da *Trisopterus minutus capelanus* e *Lophius piscatorius*; *Lepidopus caudatus* e *Galeus melastomus* caratterizzano il quarto strato (D); infine, nello strato più profondo (E) le specie più abbondanti sono *Aristaeomorpha foliacea* ed *Aristeus antennatus*.

Tab. 1 - Elenco delle specie demersali a più alto rendimento per strato batimetrico. List of demersal species with maximum yield for each bathymetric stratum.

Specie	Kg/h
STRATO A (0-50 m)	
Mullus barbatus *Linnaeus,1758*	19,27
Pagellus erythrinus *(Linnaeus,1758)*	4,04
Diplodus annularis *(Linnaeus,1758)*	3,50
STRATO B (50-100 m)	
Mullus barbatus *Linnaeus,1758*	7,62
Merluccius merluccius *(Linnaeus, 1758)*	6,14
Trachurus trachurus *(Linnaeus, 1758)*	5,92
STRATO C (100-200 m)	
Trachurus trachurus *(Linnaeus, 1758)*	24,00
Trisopterus minutus capelanus *(Lacepède,1800)*	22,75
Lophius piscatorius *Spinola,1807*	7,00
STRATO D (200-450 m)	
Lepidopus caudatus *(Euphrasen, 1788)*	25,00
Galeus melastomus *Rafinesque, 1809*	9,00
STRATO E (450-800m)	
Aristaeomorpha foliacea *(Risso, 1827)*	5,30
Aristeus antennatus *(Risso, 1816)*	4,05

Nella fascia batimetrica compresa fra 10 e 100 m, *M. barbatus* mostra la distribuzione spaziale più ampia, essendo stato campionato nell' 83% delle cale, mentre *P. erythrinus* e *M. merluccius* mostrano un'incidenza percentuale pari a circa la metà (42%). Nel terzo strato (100-200 m) è da segnalare la cattura di *T. minutus capelanus* presente solamente in una cala delle 19 considerate, con un rendimento orario in peso di 45,5 Kg/h (Spanò *et al.*, in press). Negli strati più profondi le specie che presentano i rendimenti maggiori mostrano tutte un'elevata frequenza di cattura.

Dall'esame dei rendimenti orari in peso complessivi per ogni cala, (Tab. 2) si osserva come le cale maggiormente produttive si riscontrano in corrispondenza del Golfo di Patti.

Tab. 2 - Valori dell'indice di diversità (H'), dell'indice di equitabilità (J) del popolamento macrobentonico e dei rendimenti orari in numero (N/h) e in peso (Kg/h) per singola cala.

Diversity index (H'), equitability index (J) of macrobenthic communities and yields both in number (N/h) and weight (Kg/h) for each haul.

Cala	H'	J	N/h	Kg/h
	S. Agata M. - Capo Calavà			
91A	1,93	0,69	1475	52,85
92A	0,69	0,34	402	19,75
95A	2,70	0,81	596	8,87
93B	2,98	0,71	621	18,27
	Golfo di Patti			
98A	3,54	0,86	2296	119,40
107A	3,59	0,84	1009	46,64
94B	3,24	0,88	1620	59,79
100B	3,49	0,85	1898	88,65
97C	2,30	0,82	815	55,59
106C	3,47	0,85	1826	139,72
102E	1,37	0,86	1028	25,58
105D	1,52	0,76	904	62,22
109D	1,20	0,60	468	54,36
110D	1,82	0,52	490	14,17
	Capo Milazzo - Capo Rasocolmo			
117A	2,49	0,88	1050	41,47
122A	1,95	0,65	233	10,37
118B	0,76	0,17	259	9,42

La macrofauna bentonica appartenente allo "sporco" risulta composta da 30 specie di Crostacei Decapodi (4 Natantia, 2 Macrura, 7 Anomura e 17 Brachyura), 29 specie di Echinodermi (1 Crinoidea, 3 Holothurioidea, 10 Asteroidea, 2 Ophiuroidea, 13 Echinoidea), 6 specie di Molluschi (4 Bivalvia, 2 Gasteropoda), un Ascidiaceo ed un Antozoo. L'elenco completo delle specie rinvenute con i relativi valori di distribuzione ed abbondanza, è riportato in tabella 3.

I Crostacei Decapodi e gli Echinodermi sono risultati i due taxa meglio rappresentati nel popolamento macrobentonico dell'area indagata.

In particolare le specie carcinologiche rinvenute con maggiore frequenza sono *Dardanus arrosor* e *Medorippe lanata* (presenti rispettivamente in 7 e 5 cale) seguite da *Pilumnus inermis*, *Macropipus tuberculatus* e *Goneplax rhomboides*. Quest'ultima specie è stata inoltre rinvenuta anche nella maggior parte dei campionamenti quantitativi di sedimento. Tra le specie più abbondanti, *G. rhomboides* e *Liocarcinus depurator*, insieme ad altri Portunidi, vengono predati selettivamente dalle specie demersali (Bombace e Li Greci, 1970; Labarta, 1976; Sartor 1995).

Per ciò che concerne la caratterizzazione bionomica, solo alcune specie rivestono un preciso significato ecologico. Tra queste *G. rhomboides* è caratteristica esclusiva della Biocenosi dei Fanghi Terrigeni Costieri (VTC, Pérès e Picard, 1964); *Geryon longipes* e *Munida intermedia* sono invece entrambe caratteristiche di

biocenosi più profonde, come quella dei Fanghi Batiali (VP di Pérès e Picard, 1964).

Per quanto riguarda l'echinofauna le specie rinvenute con elevati valori di abbondanza sono *Astropecten bispinosus* ed *Echinaster sepositus* (strato A), *Cidaris cidaris*, *Ophiura ophiura* ed *Astropecten irregularis pentacanthus* (strato B). E' da evidenziare, unicamente in questi primi due strati, la presenza di echinoidi "pascolatori" quali *Paracentrotus lividus*, *Arbacia lixula*, *Sphaerechinus granularis* e *Psammechinus microtuberculatus*. I fondali compresi fra 100 e 700 m sono caratterizzati da una minor numero di specie e da valori di abbondanza sensi-

Tab. 3 - Elenco delle specie macrobentoniche appartenenti allo "sporco" con i relativi valori di abbondanza per strato batimetrico.

List of macrobenthic species, belonging to the "dirty" fraction, with abundance values for bathymetric stratum.

SPECIE	STRATO A	B	C	D	E
	Abb.	Abb.	Abb.	Abb.	Abb.
ANTOZOI					
Alcyonum palmatum PALL.	4	23	25		
MOLLUSCHI					
Calliostoma granulatum (BORN)		5			
Murex brandaris L.		15	25		
Pteria hirundo (L.)		5			
Pecten jacobeus L.	6		5		
Anomia ephippium (L.)	4				
Acanthocardia aculeata (L.)		4			
CROSTACEI DECAPODI					
Solenocera membranacea (RISSO)	5		20		
Athanas nitescens (LEACH)		4			
Chlorotocus crassicornis (COSTA)			8		
Pontocaris lacazei (GOURRET)		5			
Polycheles typhlops HELLER				4	
Scyllarus arctus (LINNAEUS)			10		
Dardanus arrosor (HERBST)	20	9		9	
Anapagurus curvidactylus CHEVREUX e BOUVIER	5				
Anapagurus laevis (BELL)	4				
Pagurus anachoretus RISSO			3		
Pagurus excavatus (HERBST)		15	5	1	
Pagurus excavatus var. *meticolosus* ROUX	25				
Munida intermedia A. M. EDWARDS e BOUVIER				82	
Medorippe lanata (L.)	11	53			
Calappa granulata (L.)		6			
Latreillia elegans ROUX		5			
Portunus hastatus (L.)	4				
Liocarcinus depurator (L.)		112			
Macropipus tuberculatus (ROUX)				212	
Geryon longipes A. MILNE EDWARDS					15
Pilumnus inermis A.M. EDWARDS e BOUVIER	4		5		
Goneplax rhomboides (L.)	23	20	28		
Parthenope macrochelos (HERBST)				5	
Maja goltziana D' OLIVEIRA		4			
Lissa chiragra (FABRICIUS)	3				
Pisa nodipes (LEACH)	6				
Inachus comunissimus RIZZA	6	21			
Inachus parvirostris (RISSO)	4				
Macropodia longipes (A. M. EDWARDS e BOUVIER)		42			
Macropodia rostrata (L.)			12		

(Segue Tabella 3)

(Segue da Tabella 3)

SPECIE	STRATO A	B	C	D	E
	Abb.	Abb.	Abb.	Abb.	Abb.
ECHINODERMI					
Antedon mediterranea (LAMARCK)	27	28			
Holothuria polii DELLE CHIAJE	4				
Holothuria helleri MARENZELLER		2			
Stichopus regalis (CUVIER)	2	4	36		
Trachythyone tergestina (M. SARS)		6			
Astropecten irr. pentacanthus (DELLE CHIAJE)	10	199	4	5	
Astropecten aranciacus (L.)	6				
Astropecten bispinosus (OTTO)	95	73	7		
Astropecten platyacanthus (PHILBERTI)	1	1			
Tethyaster subinermis (PHILBERTI)	7	17	6		
Luidia sarsi DUBEN-KOREN		2	1	2	
Sphaeriodiscus placenta (MULLER-TROSCHEL)		2			
Hacelia attenuata (GRAY)	2				
Anseropoda placenta (PENNANT)				2	
Echinaster sepositus (RETZIUS)	62	7	1		
Marthasterias glacialis (L.)	2	3			
Ophiacantha setosa (RETZIUS)		1			
Ophiotrix fragilis (ABILDGAARD)		1			
Ophioderma longicaudum (RETZIUS)	1				
Ophiura ophiura (LAMARCK)	42	184	13		
Cidaris cidaris (L.)	8	887	30	30	
Centrostephanus longispinus (PHILBERTI)	1				
Arbacia lixula (L.)	1				
Sphaerechinus granularis (LAMARCK)	24	9			
Echinus acutus LAMARCK	1	1	5	5	1
Psammechinus microtuberculatus (BLAINVILLE)	1				
Paracentrotus lividus (LAMARCK)	1	2			
Spatangus purpureus (O.F.MULLER)	1				
Schizaster canaliferus (LAMARCK)	1				
ASCIDIACEI					
Phallusia mammillata (CUVIER)		5	4		

bilmente inferiori rispetto agli strati più superficiali. Complessivamente le specie riscontrate mostrano un'ampia valenza ecologica; tuttavia ad alcune di esse è possibile attribuire un significato bionomico ben preciso. *S. granularis*, *Spatangus purpureus*, *Ophioderma longicaudum* ed *Astropecten aranciacus* sono infatti specie psefofile, caratteristiche esclusive o preferenziali della Biocenosi delle Sabbie Grossolane e Ghiaie Fini sotto l'azione delle Correnti di Fondo (SGCF, Pérès e Picard, 1964). Specie pelofile tolleranti, caratteristiche di biocenosi terrigene quali ad esempio quella dei Fanghi Terrigeni Costieri sono invece *Schizaster canaliferus* e *Trachythyone tergestina*. Infine gli echinoidi *A. lixula* e *P. lividus* sono specie caratteristiche delle biocenosi delle Alghe Fotofile e dell'Herbier di Posidonia (AP-HP, Pérès e Picard, 1964); *P. microtuberculatus*, considerato da Picard (1965) specie caratteristica esclusiva della Biocenosi del Detritico Costiero (DC, Pérès e Picard, 1964), è stato rinvenuto anch'esso frequentemente in queste biocenosi (Parenzan, 1963; Bulteel *et al.*, 1991).

L'esame della macrofauna bentonica appartenente allo "sporco", integrato con i dati puntuali forniti dal campionamento mediante benna, ha permesso di definire le caratteristiche biocenotiche dell'area studiata. In particolare la fascia costiera (0-100 m di profondità) compresa fra S. Agata Militello e C.po Milazzo è principalmente caratterizzata dalla biocenosi circalitorale dei Fanghi Terrigeni Costieri, preceduta, nell'infralitorale, dalla biocenosi delle Sabbie Fini Ben Classate (SFBC,

Pérès e Picard, 1964). Nel tratto di mare antistante l'abitato di Brolo, tale biocenosi perde la sua originale connotazione cenotica, dimostrata pur sempre dalla presenza di specie caratteristiche quali *Tectonatica filosa* e *Tellina donacina* ed assume l'aspetto tipico dei "Popolamenti Eterogenei" (Picard, 1965), come testimoniato dalla presenza di specie indicatrici di instabilità sedimentaria ed essenzialmente detritivore quali *Tellina distorta* e *Nuculana commutata*. I fondali compresi fra Capo Milazzo e Capo Rasocolmo sono costituiti prevalentemente da sedimento biodetritico, grossolano e debolmente infangato. In questo tratto di mare la Biocenosi del Detritico Costiero è predominante e si presenta nel suo aspetto più tipico in prossimità di Capo Rasocolmo. Tale situazione di omogeneità si altera però in prossimità dell'abitato di Villafranca Tirrena, con popolamenti la cui composizione faunistica rispecchia una condizione di instabilità, evidenziata da specie detritivore opportuniste (*Ditrupa arietina* e *Corbula gibba*) che convivono con altre psefofile ed indicatrici di corrente *(Branchiostoma lanceolatum, Myrtea spinifera* e *Calyptrea chinensis*).

Per quel che riguarda l'organizzazione strutturale delle comunità macrobentoniche, i valori dell'indice di diversità H' di Shannon-Weaver e di equitabilità J di Pilieu, calcolati singolarmente per ogni strato (Tab. 4), evidenziano popolamenti caratterizzati nel loro complesso da un discreto grado di diversificazione biologica. In particolare, tali valori mostrano la presenza di comunità più diversificate negli strati A, C e D rispetto allo strato B, in cui condizioni generali di disequilibrio sono evidenziate dai bassi valori di H' (2,26) e J (0,44). Non a caso infatti questa fascia batimetrica è caratterizzata dalla presenza di numerose facies.

Tab. 4 - Numero totale di specie macrobentoniche, appartenenti allo sporco, rinvenute in ogni strato batimetrico con i relativi valori di diversità (H') e di equitabilità (J).
Total number of macrobenthic species, belonging to "dirty" fraction, collected in each bathymetric stratum with relative diversity (H') and equitability (J) values.

STRATO	H'	J	N° Specie
A	3,42	0,67	35
B	2,26	0,44	36
C	3,29	0,75	21
D	2,47	0,69	12

Inoltre, dall'analisi dell'indice di diversità, calcolato sul popolamento macrobentonico delle singole cale (Tab. 2), si evince come la quasi totalità delle stazioni ad elevato rendimento (>30 kg/h) mostra valori di H' compresi fra 2 e 3,6. Al contrario nel 70% delle cale a basso rendimento (<30 kg/h) i valori dell'indice di diversità sono decisamente inferiori (>0,7 e <1,95). La correlazione fra produttività degli stocks demersali e struttura dei popolamenti macrobentonici risulta tuttavia più evidente dal confronto fra indice H' e rendimento orario in numero (Fig. 1).

Occorre precisare che nella tabella 2 non compaiono due stazioni 104 e 115, relative allo strato più profondo E, in cui non è stato possibile calcolare l'indice

di diversità considerata la quasi totale assenza di specie macrobentoniche appartenenti allo "sporco".

Discussione e conclusioni

Il regime alimentare delle specie demersali da noi rinvenute con maggiore frequenza ed abbondanza (*M. merluccius, M. barbatus, D. annularis, T. trachurus* e *P. erythrinus*) è ampiamente documentato dalla bibliografia esistente (Andaloro e Prestipino Giarritta, 1985; Badalamenti *et al.*, 1982; Sartor, 1995). Tali specie sono per lo più microcarnivori demersali che si nutrono di invertebrati bentonici, fra i quali i Crostacei Decapodi costituiscono nell'80% dei casi le prede preferite.

Lo studio contestuale dei popolamenti bentonici e delle specie demersali ha permesso di identificate tre aree caratterizzate da una differente produttività degli stocks ittici. L'area che risulta senza dubbio la più "pescosa" è quella del Golfo di Patti, in cui i particolari fattori edafici che insistono sui fondali determinano localmente situazioni differenziate che favoriscono la presenza di abbondanti stocks demersali. E' opportuno comunque precisare che in tale area la pesca a strascico è interdetta dal 1990 entro l'isobata dei 500 m. In posizione intermedia si colloca la zona compresa fra Capo Milazzo e Capo Rasocolmo caratterizzata da un sensibile idrodinamismo e da instabilità del substrato. Tale instabilità è massima nel tratto di mare compreso fra San Agata Militello e Capo Calavà, che risulta il più "povero" in termini di disponibilità di risorse.

Da quanto emerso dall'esame strutturale dell'ecosistema bentonico è risultato che le tre aree da noi identificate corrispondono con tutta evidenza a comunità caratterizzate da una diversa composizione qualitativa e quantitativa, con una chiara corrispondenza fra comunità stabili, ben diversificate e strutturate, ed elevata abbondanza degli stocks ittici.

Summary

This paper refers to a contextual study of macrobenthic assemblages and demersal species in an area of the southern Tyrrhenian Sea. Because of the direct trophic relationship between benthic and nektonic compartments in marine environment, a detailed analysis of the benthic communities structure can explain the abundance and the distribution of commercial benthonektonic and bathypelagic species. Sampling was carried out by a commercial trawler in October 1996. Data reported here are referred to 19 hauls distributed in five strata (A, B, C, D and E) from 10 to 800 meters of depth.

With regard to demersal fauna 98 species were collected (75 fish species, 15 cephalopods and 8 crustaceans). The values of mean hourly yield in weight, for each stratum, show that the most abundant species are: *Mullus barbatus, Pagellus erythrinus* and *Diplodus annularis*, for the first one (A); *M. barbatus*, *Merluccius merluccius* and *Trachurus trachurus* for the second (B). In stratum C *T. trachurus* shows the highest yield followed by *Trisopterus minutus capelanus* and *Lophius piscatorius; Lepidopus caudatus* and *Galeus melastomus* charcterize the fourth stratum (D). In the deepest stratum (E) *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* are the most abundant species.

The benthic macrofauna belonging to the "dirty" fraction, is composed of 30 decapod crustaceans, 29 echinoderms, 6 mollusks, 1 ascidian and 1 antozoo species.

The most abundant carcinofauna species *Macropipus tuberculatus*, *Munida intermedia* and *Liocarcinus depurator* were collected in stratum B and D. It is worth mentioning that *Goneplax rhomboides* and *L. depurator*, caught with a high frequency both with trawl net and grab, are selective preys for many demersal fishes. Amongst the echinoderm species, *Astropecten bispinosus, Echinaster sepositus, Cidaris cidaris, Ophiura ophiura* and *Astropecten irregularis pentacanthus* showed the highest abundance values in the first two strata.

To verify the bottom omogenity and the biocoenosis bounderies, two sediment samplings, both at the beginning and at the end of each haul, were carried out using a Van Veen grab.

The benthic macrofauna results (obtained both with trawl net and with grab) lead us to define some considerations about biocoenotic features of the studied area.

As regard the structure of benthic communities, the diversity (H' of Shannon-Weaver) and equitability (J of Pilieu) indices values calculated from the abundance of benthic macrofauna belonging to the "dirty" fraction for each stratum, showed communities characrerized by a discrete biological diversification. Moreover the H' index calculated for each haul benthic assemblages showed a good correlation with the hourly yield in number.

The trophic habits of the most abundant demersal species, collected in the studied area, are widely reported in literature. These species are mainly demersal microcarnivorous which feed on benthic invertebrates and most of them are represented by decapod crustaceans which constitute 80% of selective preys.

In conclusion it is clear that there is a good relationship between the stability of benthic communities, characterized by a good diversification and structuration, and the high abundance of demersal stocks.

Bibliografia

ANDALORO F., PRESTIPINO GIARRITTA S. (1985) - Contribution to the knowledge of the age, growth and feeding of Pandora, *Pagellus erythrinus* (L., 1758) in the Sicilian Channel. *FAO Fish. Rep., 336 NTR, ITPP,* **16:** 85-87.

ARENA P., BOMBACE G. (1970) - Bionomie benthique et faune ichthylogique 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.

BADALAMENTI F., D'ANNA G., FAZIO G., GRISTINA M., LIPARI R. (1992) - Relazioni trofiche tra quattro specie ittiche catturate su differenti substrati nel Golfo di Castellamare (Sicilia N/O). *Biologia Marina, suppl. al Notiziario SIBM,* **1:** 145-150.

BOMBACE G. (1970) - Sulle biocenosi e sulla malacofauna vivente e fossile del margine continentale e della zona batiale di alcuni fondali tirrenici della Sicilia. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.* **25:** 169-181.

BOMBACE G., LI GRECI F. (1970) - Corrélations trophiques entre les organisms benthiques et diverses espèces de Poissons bathynectoniques et pèlagiques. *Journées ichthyol., XXII CIESM ROMA*: 157-162.

BULTEEL P., COULON P., JANGOUX M. (1991). Densités de population des espèces dominantes d'échinodermes dans l'herbier de posidonies du Lacco Ameno (Ile d'Ischia, Italie): Observations préliminaires. In *Echinoderm Research.* L. Scalera-Liaci & C. Canicattì (eds.): 181-183.

GRECO S., PERDICHIZZI F., GIORDANO D., RINELLI P. (1997) - Valutazione delle Risorse Demersali nei Mari Italiani (GRUND 1996-1999): Unità Operativa G6. *Rapporto prima fase di attività - Febbraio 1997. Ministero Risorse Agricole Alimentari e Forestali. Roma.*

LABARTA E. (1976) - Aportaciòn al estudio del règimen alimentario y competencia interespecìfica de *Aspitrigla cuculus, Trisopterus luscus* y *Trisopterus minutus*, de las costas de Galicia. *Inv. Pesq.*, **40** (2): 341-354.

PARENZAN P. (1963) - Distribuzione quantitativa dello *Psammechinus microtuberculatus* nel Mar Grande di Taranto (Jonio). *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, **12** (2): 277-282.

PERES J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Meditérranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, **31**. (47): 5-137.

PICARD J. (1965) - Recherches qualitatives sur les biocoenoses marines des substrats meubles dragables de la règion marseilleise. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, **36** (52): 1-60.

RINELLI P., SPANO' N., GRECO S. (1998) - Distribuzione di Crostacei decapodi ed Echinodermi dei fondi strascicabili del Mar Tirreno Meridionale. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (2) in stampa.

SARTOR P. (1995) - Regime alimentare di Osteitti gadiformi nel Mar Tirreno settentrionale. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat. Mem.,serie B*, **102**: 59-67.

SPANO' N., POTOSCHI A. (1998) - Crostacei decapodi di fondi mobili strascicabili del Basso tirreno. *Biol. Mar. Medit*, **5** (2): in stampa.

SPANO' N., RINELLI P., GRECO S. – Osservazioni su una cattura eccezionale di *Trisopterus minutus capelanus* (Lacepede, 1800) nel Golfo di Patti (Sicilia nord-orientale). *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 97-99.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 90-96

G. BELLO

Laboratorio di Biologia Marina, Molo Pizzoli - 70123 Bari, Italy.

BEARING OF TENTACLE CLUB LENGTH ON FOOD INTAKE AND BODY GROWTH IN MALES AND FEMALES OF *ROSSIA MACROSOMA* (CEPHALOPODA: SEPIOLIDAE)

EFFETTI DELLA LUNGHEZZA DELLA CLAVA TENTACOLARE SULLA QUANTITÀ DI CIBO INGERITO E SULLA CRESCITA SOMATICA IN MASCHI E FEMMINE DI *ROSSIA MACROSOMA* (CEPHALOPODA: SEPIOLIDAE)

Abstract

Females of Rossia macrosoma *(Cephalopoda: Sepiolidae) were found to have statistically longer tentacle clubs and to ingest larger quantities of food than males. A cause-effect relationship is suggested between club length, food intake and somatic growth.*

Key-words: Cephalopoda, *Rossia macrosoma*, tentacle club, dimorphism, feeding, growth.

Introduction

'Decapod' cephalopods (Sepioidea, Sepiolioidea, and Teuthoidea) use their tentacle clubs to capture prey. In some species, it was observed that females have longer clubs than males at any given body size, *e.g. Neorossia caroli* (Joubin, 1902) (Mangold-Wirz, 1963b) and *Rossia macrosoma* (Delle Chiaje, 1830) (Bello & Motolese, 1983).

In the light of the statement by Gans (1986) that "morphology lacking a comparative and functional perspective is sterile", a question was raised about the role of sexual differences in club length. Two sexually dimorphic species were examined in this respect, *viz. Sepia elegans* de Blainville, 1827 (Sepioidea: Sepiidae) (Bello, 1991) and *Sepia orbignyana* Férussac, 1826 (Bello & Piscitelli, in press). In the present paper a third species belonging to a different order, *viz. Rossia macrosoma* (Sepiolioidea: Sepiolidae) is examined.

The cephalopods *S. elegans, S. orbignyana* and *R. macrosoma* share some common features: they are comparatively small body-sized; females are wider than males (Bello, 1988; Bello & Motolese, 1983); the body growth rate is higher in females than in males (Mangold-Wirz, 1963a; Ragonese & Jereb, 1991; Bello & Piscitelli, in press); all of them reproduce by large eggs (Mangold-Wirz, 1963a) (see Boletzky [1974a] on the relative meaning of 'large egg').

The purpose of this paper is to verify whether the relative dimension of tentacle clubs has some bearing on food intake and growth rate of the two sexes in *R. macrosoma*. Such cause-effect relationship was already shown in *S. elegans* (Bello, 1991) and *S. orbignyana* (Bello & Piscitelli, in press).

Material and methods

Specimens of *Rossia macrosoma* were collected in two hauls at about 400 m of depth in late April and early May 1997, off Mola di Bari (south-western Adriatic

Sea). The collection of samples in a restricted period of time, restricted area and depth range avoids any bias due to seasonal, geographical and depth differences in biological parameters (Mangold, 1982).

In all, 53 specimens were examined:
males n = 20 ML range = 2.83 - 4.90 cm (early maturation to full maturity)
females n = 33 ML range = 2.78 - 7.50 cm (early maturation to full maturity).

The bobtail squids were measured after freezing overnight and thawing in order to obtain full relaxation of mantle and clubs. Measurements taken:
dorsal mantle length (ML), to 0.01 cm;
tentacle club length (CL), to 0.01 cm;
body wet weight (W), to 0.01 g;
stomach content wet weight (WS), to 0.01 g.

The 'reduced major axis', *i.e.* the geometric mean regression, was employed to analyze the correlations between the pairs of variables, *CL-W* and *CL-ML*, since they are continuous variables distributed according to the bivariate normal distribution (Sokal & Rohlf, 1981). In order to achieve regression linearity and homoscedasticity the variables were indexed where necessary and Log-transformed (natural logarithms). Indices:
club index with respect to weight, $C_w = (CL \times 100 / W)$;
club index with respect to mantle length, $C_{ml} = (CL \times 100 / ML)$.

Outlier detection was carried out by the analysis of residuals and outliers were rejected. The male and female regression equations were compared by the Student's *t*-test using Mayrat's (1959) method.

The weight of gastric contents was also indexed, $Ig = WS \times 10^3 / (W - WS)$, in order to avoid size effects.

Results

Correlation between tentacle club length and body size

The best fit to correlate tentacle club length to body weight for *Rossia macrosoma* was obtained after indexing *CL* and Log-transforming the index C_w and *W* (Fig. 1), *i.e.* the correlation is described by the allometric equation $C_w = a\ W^b$. The distributions of club length against mantle length was best described by the Log-transformed data rather than the indexed data (Fig. 2). The line equations and the *t*-test results for the correlations 'ln C_w - ln *W*' and 'ln *CL* - ln *ML*' are reported in Table 1.

In both cases the regression equations for the two sexes are statistically different from each other as far as their position is concerned. The female's regression lines have a higher position than the male's, hence females have longer clubs than males at any given size in terms of both weight and mantle length.

Correlation between gastric content weight and body weight

The gastric index values, I_g, are highly scattered. The variances of the indices for males and females are very different ($Var_f / Var_m = F = 2.192$; $p < 0.05$), so the indices of the two sexes cannot be compared directly. Therefore the I_g values were Log-transformed (natural logarithms): $I_g^* = \ln (I_g + 1)$ (Fig. 3) (Sokal & Rohlf, 1981); the variances of I_g^* for males and females are similar ($Var_f / Var_m = F = 1.038$; $p >> 0.1$). Since the I_g^* values of both sexes neither increase nor decrease with squid size increase (the coefficient *b* of the linear regression

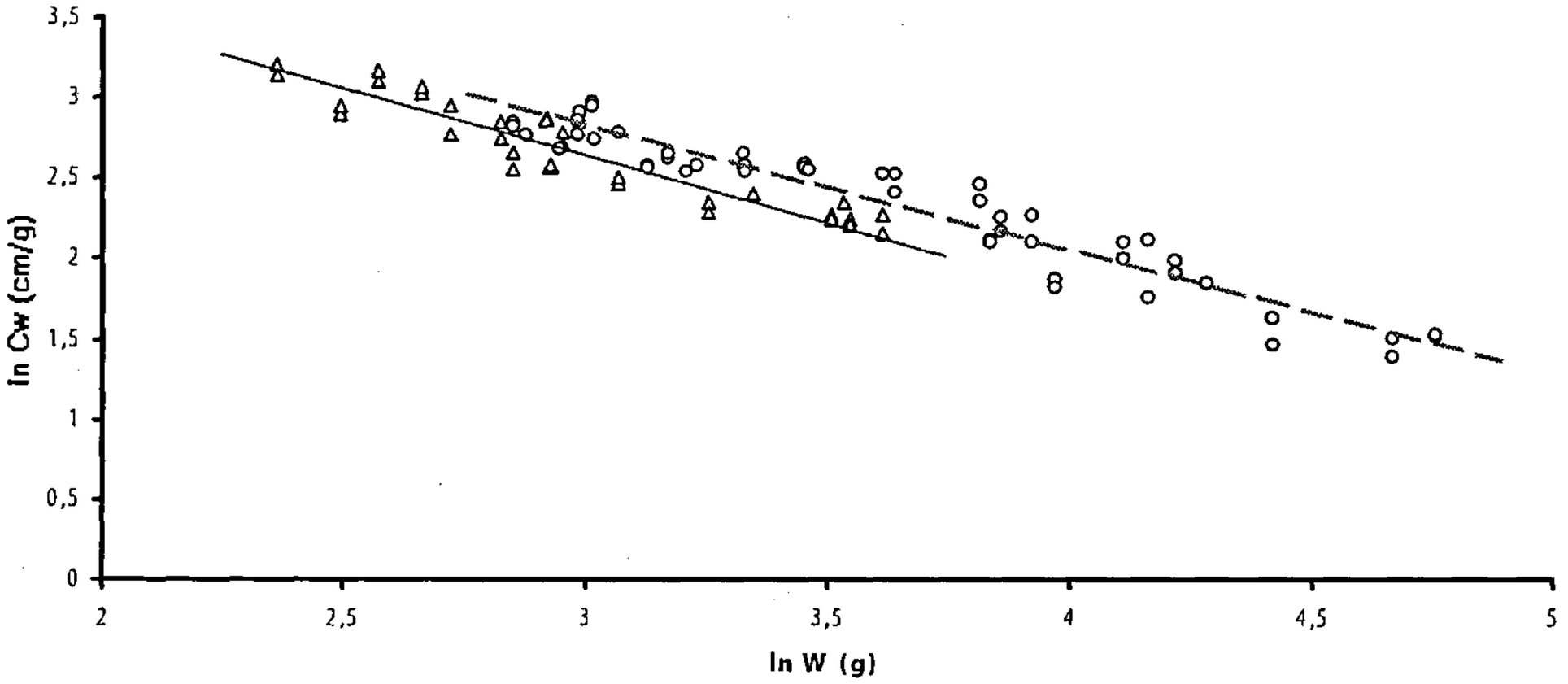


Fig. 1 - Relationship between indexed club length *(C_w)* and body weight *(W)* for males and females of *Rossia macrosoma*. Log-transformed data with regression lines; males: triangles, continuous line; females: circles, broken line.

Relazione fra lunghezza indicizzata della clava *(C_w)* e peso corporeo *(W)* in maschi e femmine di *Rossia macrosoma*. Dati trasformati logaritmicamente e relative linee di regressione; maschi: triangoli, linea continua; femmine: cerchi, linea tratteggiata.

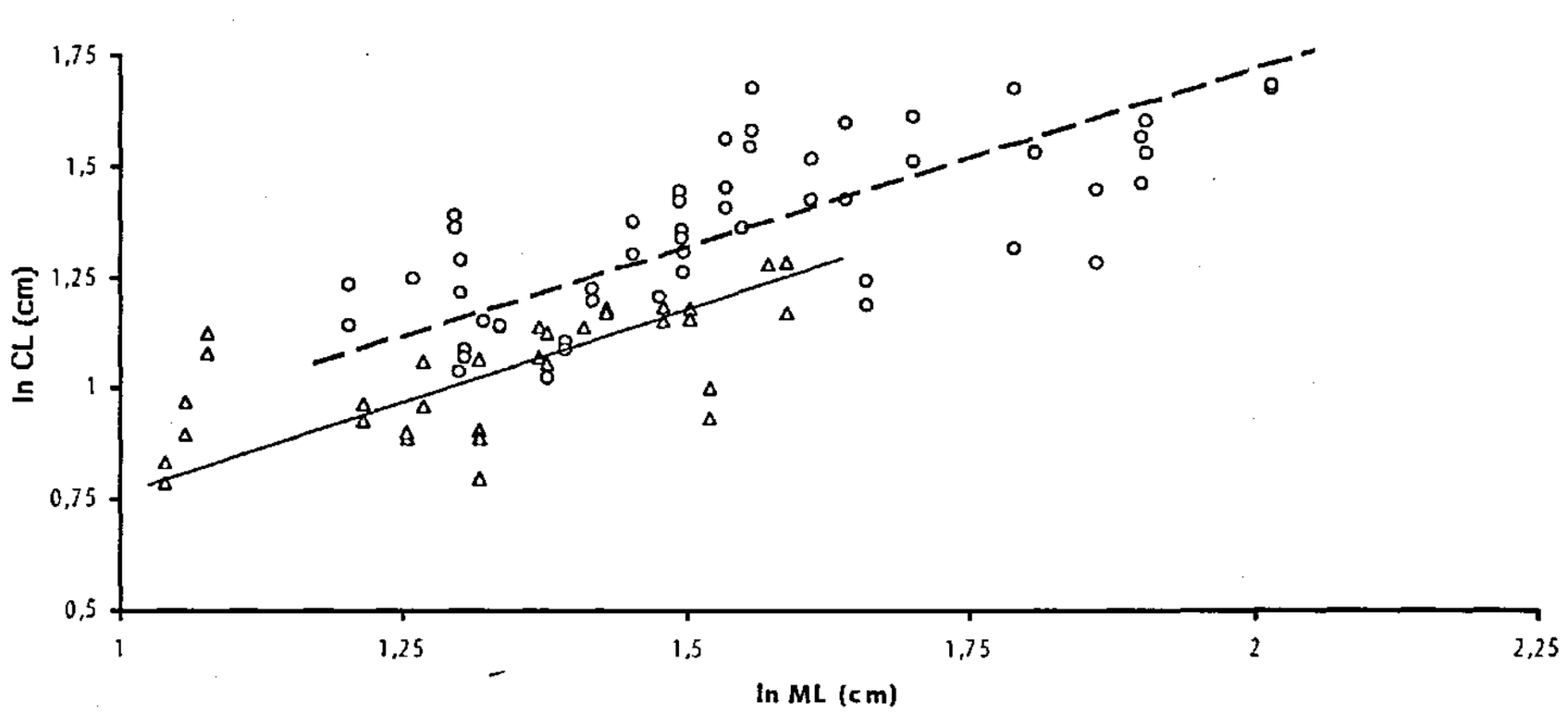


Fig. 2 - Relationship between club length *(CL)* and mantle length *(ML)* for males and females of *Rossia macrosoma*. Log-transformed data with regression lines; males: triangles, continuous line; females: circles, broken line.

Relazione fra lunghezza della clava *(CL)* e lunghezza del mantello *(ML)* in maschi e femmine di *Rossia macrosoma*. Dati trasformati logaritmicamente e relative linee di regressione; maschi: triangoli, linea continua; femmine: cerchi, linea tratteggiata.

'I_g* - *W*' is very low and is not significantly different than 0), the I_g* values were compared by the Student's *t*-test. (In *Sepia elegans* and *Sepia orbignyana* as well, Castro & Guerra [1990], Bello [1991] and Bello & Piscitelli [in press] failed to find any significant change in the gastric index with body growth.). The female's mean I_g* is significantly higher than the male's (Table 3); *i.e.* females

Table 1 - Analysis of the relationships between club length index (C_w) and body weight (W), and club length (CL) and mantle length (ML) for males and females of *Rossia macrosoma*; n = sample size, r = regression coefficient, s_v = standard error of regression coefficient, t = Student's t, df = degree of freedom, p = significance level of Student's t.

Analisi della correlazione fra lunghezza indicizzata della clava (C_w) e peso corporeo (W), e della correlazione fra lunghezza della clava (CL) e lunghezza del mantello (ML) in maschi e femmine di *Rossia macrosoma*; n = ampiezza del campione, r = coefficiente di regressione, s_v = errore standard del coefficiente di regressione, t = t di Student, df = gradi di libertà, p = livello di significatività del t di Student.

sex		n	r	s_v	t_{slope}	df	p	$t_{position}$	df	p
M	$\ln C_w = 5.161 - 0.838 \ln W$	32	0.940	0.0522	0.963	82	n.s.	5.885	83	<0.00001
F	$\ln C_w = 5.167 - 0.780 \ln W$	54	0.960	0.0303						
M	$\ln CL = -0.0417 + 0.812 \ln ML$	32	0.647	0.1130	0.289	84	n.s.	4.199	85	<0.0001
F	$\ln CL = 0.0400 + 0.852 \ln ML$	56	0.716	0.0810						

of *Rossia macrosoma* ingest more food in terms of weight than males in comparison to their body weight.

It was not possible to check the size of prey items since they were minced in tiny pieces.

Table 2 - Analysis of the gastric index (I_g) for males and females of *Rossia macrosoma*; b and r = regression and correlation coefficients of 'I_g - W' equation, p_r = significance level of r.

Analisi dell'indice gastrico (I_g) in maschi e femmine di *Rossia macrosoma*; b ed r = coefficienti di regressione e correlazione dell'equazione 'I_g - W', p_r = livello di significatività di r.

sex	n	mean I_g	b	r	p_r
M	20	5.93	-0.017	0.130	n.s.
F	33	11.54	0.007	0.176	n.s.

Correlation between mantle length and body weight

Mantle length and weight are correlated by allometric regressions (Table 4). No statistically significant difference was found between the male's and female's equations (rewritten as linear equations following Log-transformation). Indeed, the female's mantle is wider than the male's, but males have longer arms than females (Bello & Motolese, 1983). Therefore the customarily utilized '*ML* - *W*' regression is not quite appropriate to reveal differences in overall body proportions in *Rossia macrosoma*.

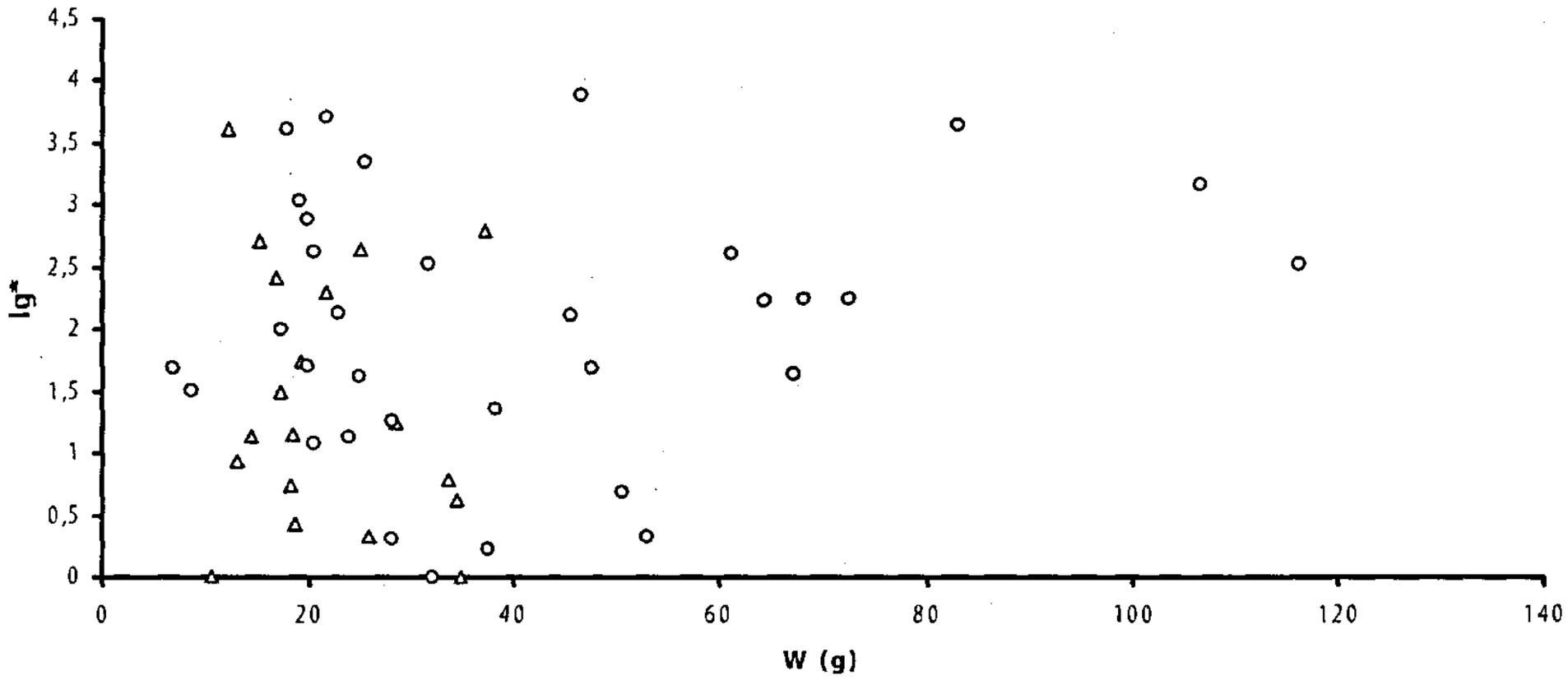


Fig. 3 - Distribution of Log-transformed gastric indices *(I_g*)* with respect to body weight *(W)*. Males: triangles; females: circles.

Distribuzione degli indici gastrici trasformati logaritmicamente *(I_g*)* in relazione al peso corporeo *(W)*. Maschi: triangoli; femmine: cerchi.

Table 3 - Student's *t*-test applied to the Log-transformed gastric index *(I_g*)* for males and females of *Rossia macrosoma*; *t* = Student's *t*, *df* = degree of freedom, *p* = significance level of Student's *t*.

Test del *t* di Student applicato all'indice gastrico trasformato logaritmicamente *(I_g*)* in maschi e femmine di *Rossia macrosoma*; *t* = *t* di Student, *df* = gradi di libertà, *p* = livello di significatività del *t* di Student.

sex	*n*	mean I_g*	*t*	*df*	*p*
M	20	1.375			
			2.132	51	<0.05
F	33	2.027			

Table 4 - Analysis of the relationships between mantle length (*ML*) and body weight (*W*) for males and females of *Rossia macrosoma*; *n* = sample size, *r* = regression coefficient, s_v = standard error of regression coefficient, *t* = Student's *t*, *df* = degree of freedom, *p* = significance level of Student's *t*.

Analisi della correlazione fra lunghezza del mantello (*ML*) e peso corporeo (*W*) in maschi e femmine di *Rossia macrosoma*; *n* = ampiezza del campione, *r* = coefficiente di regressione, s_v = errore standard del coefficiente di regressione, *t* = *t* di Student, *df* = gradi di libertà, *p* = livello di significatività del *t* di Student.

sex		*n*	*r*	s_v	t_{slope}	*df*	*p*	$t_{position}$	*df*	*p*
M	$\ln W = -0.158 + 2.400 \ln ML$	20	0.803	0.337						
					0.931	49	n.s.	0.214	50	n.s.
F	$\ln W = -0.624 + 2.732 \ln ML$	33	0.972	0.116						

Discussion

The present results on *Rossia macrosoma* show that females have longer tentacle clubs and ingest more food –either larger prey items or more prey items or both– than males at any given size. The same phenomena were observed in *Sepia elegans* and *Sepia orbignyana* (Bello, 1991; Bello & Piscitelli, in press).

It is known that females grow faster than males in all three species (see Introduction); besides, it is known that cephalopod growth is greatly affected by food intake (Boletzky, 1974b). Hence the present results corroborates the hypothesis put forth by Bello (1991) (see also Bello & Piscitelli, in press) of a possible cause-effect relationship between club length and different somatic growth in the two sexes. They also show that this phenomenon involves cephalopods belonging to different families.

The dimorphic phenomena observed in the cephalopods *R. macrosoma, S. elegans* and *S. orbignyana*, which belong to two different orders, may be taken into account within the frame of a holistic approach to the organism (Gans, 1986). In these small-sized cephalopods, the evolution of the character 'large eggs' appears to be linked to the parallel evolution of other features, both physiological and morphological.

Coleoid cephalopods are semelparous animals; several large-egged species evolved "long-continued spawning" (or seasonal iteroparity) in order to produce more eggs than their ovary could accommodate for a single total spawning, *e.g. Sepia officinalis* (Boletzky, 1987). In all three cephalopods discussed herein, females are wider than males (see Introduction), so that there is more room for gonads and annexes in the female's mantle cavity than in the male's, at any given size. Females grow faster than males (see Introduction); hence they are larger than males at any given age (this fact, in addition to favour the ovary volume, also reduces the competition for food between sexes within one cohort). Higher somatic growth rates in females are to a great extent due to their higher effectiveness in foraging; this depends, in turn, on several factors (*e.g.* the increase in appetite of maturing females; Boucaud-Camou, 1987), including the presence of longer tentacle clubs in females.

Riassunto

La maggior parte dei cefalopodi "decapodi" catturano le loro prede mediante le clave tentacolari, pertanto è ipotizzabile che la dimensione di questi organi giochi un ruolo importante nella quantità di cibo ingerito e, quindi, nella crescita somatica. Al fine di verificare tale ipotesi, sono state studiate le relazioni morfometriche fra taglia delle clave e dimensioni corporee e fra quantità di cibo presente nello stomaco e peso corporeo in 20 maschi e in 33 femmine di *Rossia macrosoma* (Sepiolioidea: Sepiolidae), specie in cui la femmina cresce più rapidamente del maschio. I confronti mediante *t* di Student fra le equazioni allometriche correlanti l'indice di clava [$C_w = (CL \times 100) / W$] con il peso corporeo ($W$) e fra le equazioni correlanti la lunghezza della clava (CL) con la lunghezza del mantello (ML) nei due sessi hanno evidenziato che le clave femminili sono significativamente più lunghe di quelle maschili. Inoltre, il confronto statistico fra le medie degli indici del contenuto gastrico (I_g) ha pure rivelato che le femmine ingeriscono più cibo dei maschi. Viene così verificata, anche in *R. macrosoma*, l'ipotesi della relazione di causa-effetto fra dimensioni delle clave tentacolari e

crescita somatica; il che corrobora quanto già osservato nei sepiidi *Sepia elegans* e *Sepia orbignyana*. Le tre specie in questione hanno taglia relativamente piccola e si riproducono mediante uova grandi. La crescita somatica più rapida nelle femmine, insieme al possesso di un corpo più largo di quello maschile ed alla deposizione frazionata, paiono finalizzate all'incremento della produzione di uova e rientrano, quindi, nel quadro della strategia riproduttiva di questi cefalopodi.

Bibliography

BELLO G. (1988) - Length-weight relationship in males and females of *Sepia orbignyana* and *Sepia elegans* (Cephalopoda: Sepiidae). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, **31** (2): 254.

BELLO G. (1991) - Relationship between tentacle club length and body size in *Sepia elegans*. *In* E. Boucaud-Camou (ed.), Acta of the first International Symposium on the Cuttlefish *Sepia*. Centre de Publication de l'Université de Caen, Caen: 93-98.

BELLO G., MOTOLESE G. (1983) - Occurrence of *Rossia macrosoma* (Delle Chiaje, 1829) (Cephalopoda, Sepiolidae) along the Adriatic coast of Puglia, Italy. *Bilješke Inst. oceanogr. rib. Split*, **49**: 1-6.

BELLO G., PISCITELLI G. (in press) - Effect of sex on tentacular club development and relationship with feeding efficiency and growth in *Sepia orbignyana* (Cephalopoda, Sepiidae). *Ophelia*.

BOLETZKY S.V. (1974a) - The »larvae« of Cephalopoda: A review. *Thalassia Jugosl.*, 10: 45-76.

BOLETZKY S.V. (1974b) - Élevage de Céphalopodes en aquarium. *Vie Milieu*, **24** (2A): 309-340.

BOLETZKY S.V. (1987) - Fecundity variation in relation to intermittent or chronic spawning in the cuttlefish, *Sepia officinalis* L. (Mollusca, Cephalopoda). *Bull. Mar. Sci.*, **40**: 382-387.

BOUCAUD-CAMOU E. (1987) - Écophysiologie de la nutrition chez les Mollusques Céphalopodes. *Haliotis*, **16**: 267-282.

CASTRO B.G., GUERRA A. (1990) - The diet of *Sepia officinalis* (Linnaeus, 1758) and *Sepia elegans* (D'Orbigny, 1835) (Cephalopoda, Sepioidea) from the Ría de Vigo (NW Spain). *Sci. Mar.*, **54**: 375-388.

GANS C. (1986) - Functional Morphology of Predator-Prey Relationships. *In* M.E. Feder & G.V. Lauder (eds.), Predator-Prey Relationships. The University of Chicago Press, Chicago: 6-23.

MANGOLD K. (1982) - Quelques aspects de la croissance des Céphalopodes. *Oceanis*, **8**: 533-549.

MANGOLD-WIRZ K. (1963a) - Biologie des Céphalopodes benthiques et nectoniques de la Mer Catalane. *Vie Milieu*, **13** (suppl.): 1-285.

MANGOLD-WIRZ K. (1963b) - Contribution à l'étude de *Rossia caroli* Joubin. *Vie Milieu*, **14**: 205-224.

MAYRAT A. (1959) - Nouvelle méthode pour l'étude comparée d'une croissance relative dans deux échantillons. Application à la carapace de *Penaeus kerathurus* (FORSKAL). *Bull. I.F.A.N.*, **21** sér. A: 21-59.

RAGONESE S., JEREB P. (1991) - Length-weight relationship and growth of the pink and elegant cuttlefish (*Sepia orbignyana* and *Sepia elegans*) in the Sicilian Channel. *In* E. Boucaud-Camou (ed.), Acta of the first International Symposium on the Cuttlefish *Sepia*. Centre de Publication de l'Université de Caen, Caen: 31-47.

SOKAL R.R., ROHLF F.J. (1981) - *Biometry*. Freeman & Co., New York; xviii + 859 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 97-99

N. SPANÒ, P. RINELLI*, S. GRECO*

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina, C.da Sperone 98166 S. Agata, Messina, Italia.
*Istituto Sperimentale Talassografico - CNR, Messina, Italia.

OSSERVAZIONI SU DI UNA CATTURA ECCEZIONALE DI *TRISOPTERUS MINUTUS CAPELANUS* (LACEPEDE, 1800) NEL GOLFO DI PATTI (SICILIA NORD-ORIENTALE)

OBSERVATIONS OF AN EXCEPTIONAL CATCH OF *TRISOPTERUS MINUTUS CAPELANUS* (LACEPEDE, 1800) IN THE GULF OF PATTI (NORTH-EASTERN SICILY)

Abstract

This paper refers to an exceptional catch (45.5 kg/h) of Trisopterus minutus capelanus *(Pisces: Gadidae) in the Gulf of Patti (Southern Tyrrhenian Sea) obtained in 1996 between 100 and 850 m depth during the autumn trawl survey.*

Key-words: *Trisopterus minutus capelanus*, trawl survey, Tyrrhenian Sea.

Introduzione

Il merluzzo cappellano *Trisopterus minutus capelanus* (Lacepede, 1800) costituisce una importante risorsa per l'Alto e il Medio Adriatico e per il Tirreno centro-settentrionale (De Ranieri *et al.*, 1996; Piccinetti *et al.*, 1996). Nel Tirreno meridionale la specie è meno abbondante e presenta una distribuzione puntiforme (Greco *et al.*, 1996). Per tale ragione si è scelto di riferire sull'eccezionale cattura di questa specie verificatasi nell'autunno 1996 nel Golfo di Patti.

Materiali e metodi

Il rinvenimento è avvenuto nel corso della campagna di valutazione delle risorse demersali finanziata dal MRAAF nell'autunno del 1996 nell'area compresa tra Capo Suvero e Capo San Vito. Il campionamento è stato eseguito con un motopeschereccio a strascico armato di rete con maglie al sacco di 40 mm. Durante la campagna sono state effettuate cale, della durata di un'ora, scelte con metodo random stratificato in cinque strati batimetrici compresi fra 0 e 800 m (Greco *et al.*, 1996). Il materiale raccolto in ciascuna cala è stato suddiviso nelle seguenti categorie: Pesci, Crostacei, Cefalopodi, rifiuti e sporco. Gli organismi della macrofauna bentonica appartenenti a quest'ultima categoria sono stati classificati a livello specifico per caratterizzare le biocenosi dei fondali strascicati.

Risultati

T. minutus capelanus è stato riscontrato solamente in 3 delle 64 cale effettuate: due volte, cale "14 C" e "106 C", nello strato C (da 100 a 250 m di profondità) e una volta, cala "20 B", nello strato B (50-100 m). I rendimenti orari in peso ed in numero mostrano valori elevati solamente nella cala 106 C

(45,5 kg/h e 636 individui/h). I rendimenti delle altre due cale sono rispettivamente 0,300 kg/h con 7 individui per la cala 14 C e 1,150 kg/h con 15 individui per la cala 20 B. La cala 106 C, che registra la cattura eccezionale, ricade all'interno del Golfo di Patti ad una profondità media di 106 m.

Le lunghezze totali degli esemplari catturati nella cala 106 C sono risultate comprese fra 11.5 e 26 cm, anche se la maggior parte degli individui ricadeva all'interno dell'intervallo di 17-21 cm.

Il detrito contenuto nella rete è risultato costituito da sedimenti a granulometria mista, con prevalenza della frazione pelitica e rilevante presenza di resti vegetali, in special modo fibre di *Posidonia oceanica*. L'esame della macrofauna bentonica associata alla cattura ha evidenziato la presenza di 17 specie tra crostacei decapodi, echinodermi, molluschi ascidie ed alcionari (Tab. 1).

Tab. 1 - Composizione della macrofauna bentonica riscontrata nella cala 106 C.
Composition of the benthic macrofauna collected in the 106 C haul.

Crostacei decapodi
Solenocera membranacea (RISSO)
Athanas nitescens (LEACH)
Chlorotocus crassicornis (COSTA)
Scyllarus arctus (L.)
Pagurus anachoretus RISSO
Pilumnus inermis A.MILNE EDWARDS & BOUVIER
Goneplax rhomboides (L.)
Echinodermi
Stichopus regalis (CUVIER)
Astropecten irregularis pentacanthus (DELLE CHIAJE)
Astropecten bispinosus (OTTO)
Tethyaster subinermis (PHILIPPI)
Echinaster sepositus (RETZIUS)
Ophiura ophiura L.
Molluschi
Pecten jacobaeus L.
Murex brandaris L.
Ascidie
Phallusia mammilata (CUVIER)
Alcionacei
Alcyonum palmatum PALL.

Discussione e conclusioni

Nell'area di studio, durante il pluriennale programma di valutazione delle risorse demersali, non erano mai state rilevate catture così abbondanti del merluzzo cappellano. Questa specie è invece comune ed abbondante in altre aree del Tirreno e nell'Adriatico, con rendimenti orari a strascico che possono raggiungere i 25 kg/h per il Tirreno settentrionale (De Ranieri *et al.*, 1996) ed i 17 kg/h per l'Adriatico settentrionale (Piccinetti *et al.*, 1996).

La cattura eccezionale osservata durante la campagna autunnale 1996 nella cala 106 C potrebbe essere messa in relazione alle particolarità ambientali del sito, caratterizzato dalla vicina e recente presenza di corpi solidi immersi e da rilevanti apporti di sostanza organica (Rinelli *et al.*, 1998) e disponibilità di cibo per il merluzzo cappellano, come farebbe pensare il ritrovamento di prede potenziali quali *Goneplax rhomboides* e *Chlorotocus crassicornis* (Labarta, 1976) tra i crostacei catturati. Solamente lo studio dei contenuti stomacali ed un'indagine mirata anche alla conoscenza ed alla dinamica delle comunità bentoniche di quest'ambiente potrà tuttavia fornire elementi di maggiore precisione.

Bibliografia

DE RANIERI S., BELCARI P., BERTOLINI D., BIAGI F., CHIERICONI V., COGNETTI G., MORI M., NANNINI N., REALE B., ROCCA V., SARTOR P., SBRANA M. (1996) - Valutazione delle risorse demersali dall'Isola d'Elba all'Isola di Giannutri nel periodo 1994-1996. *Relazione finale, Ministero Risorse Agricole Alimentari e Forestali. Roma.*

GRECO S., PERDICHIZZI F., CAPECCHI D., GIORDANO D., SPALLETTA B. (1996) - Valutazione delle Risorse Demersali nei Mari Italiani: Unità Operativa T6. *Rapporto finale (Marzo 1994-Febbraio 1996). Ministero Risorse Agricole Alimentari e Forestali. Roma.*

LABARTA E. (1976) - Aportaciòn al estudio del régimen alimentario y competencia interspecifica de *Aspitrigla cuculus*, *Trisopterus luscus* y *Trisopterus minutus*, de las costas de Galicia. *Inv. Pesq.* **40** (2): 341-354.

PICCINETTI C. (1996) - Valutazioni delle risorse demersali dell'Alto e Medio Adriatico. Unità operativa n°8. *Relazione finale, Ministero Risorse Agricole Alimentari e Forestali. Roma.*

RINELLI P., SPANO' 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.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 100-108

C. Froglia, M.E. Gramitto

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima (C.N.R.)
Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia.

OSSERVAZIONI SULL'ALIMENTAZIONE DI *SCIAENA UMBRA* ED *UMBRINA CIRROSA* (PISCES, SCIAENIDAE) IN PROSSIMITÀ DI BARRIERE ARTIFICIALI IN ADRIATICO

FOOD HABIT OF *SCIAENA UMBRA* AND *UMBRINA CIRROSA* (PISCES, SCIAENIDAE) NEARBY ARTIFICIAL REEFS IN THE ADRIATIC SEA

Abstract

Stomachs from 349 specimens of Sciaena umbra *and 536* Umbrina cirrosa, *collected around 6 artificial reefs built in the Adriatic Sea, were examined to investigate the role of the benthic community of artificial reefs in their diet. For both sciaenids the bulk of food consists of decapods characteristic of coastal sandy and silty bottoms. Benthic fish are observed only in* S. umbra, *while polychaets form a significant fraction of the diet only in* U. cirrosa. *Decapod species characteristic of hard substrata were found in small amount only in* S. umbra. *The abundance of the two fishes near the artificial reefs is not related to feeding on the benthic community of these hard substrata.*

Key-words: food-niche, Sciaenidae, artificial reef, Adriatic Sea.

Introduzione

Al fine di incrementare la produttività alieutica, nel 1988 nella fascia costiera adriatica sono state costruite alcune barriere artificiali utilizzando moduli in calcestruzzo. La localizzazione, le caratteristiche costruttive e l'estensione delle singole barriere sono state illustrate da Bombace *et al.* (1994).

Campionamenti effettuati con reti da posta nel periodo 1987-1991 per valutare il popolamento ittico presente prima e dopo la posa in opera delle strutture di calcestruzzo (Bombace *et al.*, 1994; Fabi e Fiorentini, 1994, 1996) hanno evidenziato rendimenti di pesca più elevati in prossimità delle barriere artificiali, con differenze significative soprattutto per sparidi e scienidi, specie di elevato valore economico; sia *Sciaena umbra* che *Umbrina cirrosa* vengono definite "specie necto-bentoniche attratte dalla barriera".

Abbiamo quindi esaminato i contenuti stomacali delle due specie di scienidi catturati nel corso dei suddetti campionamenti per verificare l'ipotesi (Bombace, 1995, pagg. 2, 6) che questi pesci siano attratti dalla barriera artificiale per motivi alimentari e che una rete trofica sia innescata dalla comunità bentonica insediatasi sulla struttura in calcestruzzo.

L'alimentazione di entrambe queste specie è stata studiata in precedenza da Chakroun e Ktari (1981) nel golfo di Tunisi in ambiente naturale.

Materiali e metodi

Tutte le barriere artificiali su cui sono stati effettuati i campionamenti sono costruite su fondali sabbio-siltosi con profondità di 10-14 m ed unicamente la

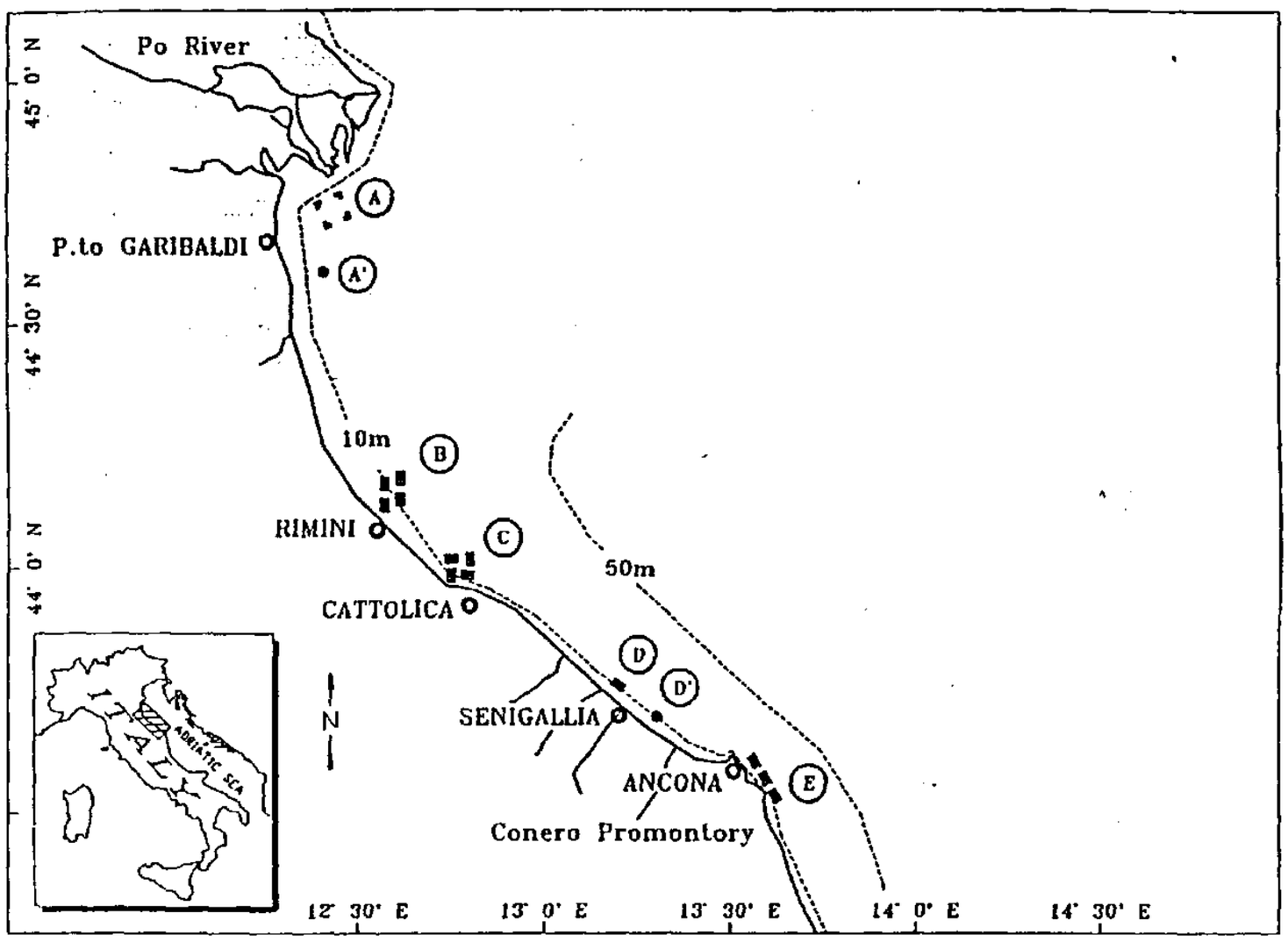


Fig. 1 - Ubicazione delle barriere artificiali (**A**, **B**, **C**, **D**, **E**) costruite nella fascia costiera dell'Adriatico occidentale. (**A'** e **D'**: aree di controllo).
Location of the artificial reefs (A, B, C, D, E) built in the western Adriatic coastal zone. (A' e D': control sites).

barriera posta nella baia di Portonovo si trova in prossimità di substrati rocciosi naturali (Promontorio del Conero). La loro localizzazione è illustrata nella Fig. 1.

Per l'analisi dei contenuti stomacali abbiamo avuto complessivamente a disposizione, conservati in soluzione di formalina, gli stomaci di 349 corvine e di oltre 800 ombrine di cui si è esaminato un subcampione di 536 stomaci, scelto in modo da coprire tutti i mesi dell'anno (Tab. 1).

Ogni contenuto stomacale è stato esaminato allo stereomicroscopio e le singole prede, identificate al più basso livello tassonomico possibile, sono state contate e pesate (peso umido) previa eliminazione su carta da filtro dell'eccesso di formalina. Successivamente, in fase di elaborazione dei dati, prede quantitativamente insignificanti sono state raggruppate in categorie superiori.

L'importanza delle diverse prede nell'alimentazione dei due scienidi è stata analizzata mediante i seguenti indici, calcolati sull'insieme degli stomaci contenenti resti alimentari: frequenza percentuale (F%), percentuale in numero (n%), percentuale in peso (P%), indice Q= n% * P% (Hureau, 1970) ed indice IRI = (n% + P%) * F% (Pinkas, 1971).

I dati ottenuti per le corvine delle diverse barriere, esclusa quella di Portonovo, sono stati riuniti in un unico gruppo. Invece, per le ombrine, in relazione alle differenze riscontrate, l'analisi dei dati è stata effettuata mantenendo distinte le barriere dei diversi compartimenti marittimi (Ancona, Rimini, Ravenna). I contenuti stomacali degli esemplari catturati in zone prive di barriere artificiali o prima della loro immersione (pescate di controllo) sono stati considerati separatamente.

Tab. 1 - Numero e dimensioni degli esemplari di *Sciaena umbra* e *Umbrina cirrosa* esaminati per le diverse località.
Number and size parameters of *Sciaena umbra* and *Umbrina cirrosa* examined from different localities.

Sciaena umbra	Portonovo (pre-barriere)	Portonovo (barriere)	Altre zone (barriere)
N. stomaci esaminati	74	24	251
N. stomaci pieni	60	19	192
L.T. min (cm.)	14.5	15.5	13.5
L.T. max (cm.)	36.0	30.0	36.5
L.T. media (cm.)	24.2	25.1	25.5
dev. st.	3.9	3.0	3.9

Umbrina cirrosa	Portonovo e Senigallia (pre-barriere)	Portonovo e Senigallia (barriere)	Rimini e Cattolica (barriere)	Porto Garibaldi (barriere)
N. stomaci esaminati	24	104	230	178
N. stomaci pieni	18	91	204	150
L.T. min (cm.)	22.5	21.0	13.0	15.5
L.T. max (cm.)	35.5	39.5	53.0	48.0
L.T. media (cm.)	26.2	27.6	25.9	25.1
dev. st.	4.0	4.5	6.1	6.7

Utilizzando i dati relativi ai soli contenuti stomacali degli esemplari catturati in prossimità delle barriere artificiali (211 corvine e 445 ombrine) si è calcolata l'ampiezza della nicchia trofica di ciascuna specie e la sovrapposizione tra le nicchie trofiche delle due specie (Macpherson, 1979).

Risultati

Corvina (*Sciaena umbra*)

Complessivamente nei contenuti stomacali sono stati identificati 64 taxa diversi (specie o "gruppi di specie"), ma in pratica la dieta di *S. umbra* in prossimità delle barriere artificiali (Tab. 2) è caratterizzata da crostacei decapodi (72% in peso) e pochi pesci bentonici (24% in peso) (*Gobius niger, Pomatoschistus* spp., *Callionymus rissoi* e *Solea lutea*).

Tab. 2 - Indici alimentari delle prede più importanti nei contenuti stomacali di *Sciaena umbra* e *Umbrina cirrosa*.

Alimentary indices of the most important food items in the stomach contents of *Sciaena umbra* and *Umbrina cirrosa*.

	Sciaena umbra					*Umbrina cirrosa*				
SPECIE	F%	P%	n%	Q	IRI	F%	P%	n%	Q	IRI
Processa NON *edulis*	36.5	7.9	23.2	183.7	1135.4	16.4	0.5	2.6	1.2	50.6
Processa edulis	31.8	6.7	24.0	159.7	973.2	3.4	0.1	0.4	< 0.1	1.8
Philocheras spp.	18.0	0.1	4.7	0.6	86.5	13.0	0.2	2.5	0.6	35.7
Sycionia carinata	2.4	0.2	0.5	0.1	1.7	0.9	0.1	0.1	< 0.1	0.2
Upogebia spp.	12.3	9.1	3.5	32.3	156.2	22.5	27.2	7.9	214.2	787.9
Thoralus cranchii	5.7	0.2	0.8	0.1	5.8	0.2	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Athanas nitescens	4.3	0.1	0.7	0.1	3.3	0.2	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Lysmata seticaudata	0.5	0.4	0.1	< 0.1	0.2	----	----	----	----	----
Pisidia spp.	1.9	0.1	0.2	< 0.1	0.5	----	----	----	----	----
Pilumnus spp.	3.3	1.3	0.3	0.4	1501.5	----	----	----	----	----
Liocarcinus spp.	36.0	28.0	13.7	383.7	1265.8	36.9	45.2	8.9	402.6	1994.9
Brachynotus gemmellari	43.1	17.6	11.7	206.5	65.3	23.1	4.8	6.4	30.8	259.4
Amphipoda Gammaridea	15.6	0.3	3.9	1.2	65.3	25.2	1.0	37.7	36.6	972.2
Amphipoda cetera	3.3	< 0.1	1.5	< 0.1	5.0	0.4	< 0.1	1.4	< 0.1	0.6
Mysidacea	5.7	< 0.1	1.9	< 0.1	10.8	4.5	< 0.1	1.6	< 0.1	7.0
Veneridae	0.9	< 0.1	0.1	< 0.1	0.1	3.4	4.9	1.4	7.0	21.4
Mytilidae	1.0	< 0.1	0.1	< 0.1	0.1	----	----	----	----	----
Bivalvia cetera	2.8	< 0.1	0.4	< 0.1	1.3	13.5	0.7	2.4	1.6	39.1
Nephtys spp.	----	----	----	----	----	33.5	3.8	4.8	18.3	288.6
Polychaeta errantia cetera	9.5	1.0	1.1	1.1	19.9	9.0	0.9	1.0	1.0	17.6
Melinna palmata	----	----	----	----	----	28.1	4.3	14.5	62.7	528.2
Polychaeta sedentaria cetera	6.6	1.2	1.1	1.3	15.1	17.5	3.7	3.2	11.6	116.6
Solea lutea	5.2	1.8	0.5	1.0	12.0	----	----	----	----	----
Callionymus rissoi	1.9	0.9	0.3	0.2	2.1	0.2	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Gobiidae	15.2	20.9	4.1	85.3	378.9	0.9	0.2	0.1	< 0.1	0.3

Un'analisi specifica dell'insieme dei crostacei decapodi ha evidenziato (Fig. 2) che le specie proprie dei substrati rocciosi o microcavitari infralitorali *(Thoralus cranchii, Athanas nitescens, Lysmata seticaudata, Pisidia* spp. e *Pilumnus* spp.) rappresentano una frazione marginale (2,1% in peso), mentre sono molto abbondanti (69,3% in peso) le specie caratteristiche dei fondali sabbio-fangosi (*Liocarcinus* spp., *Brachynotus gemmellari*, *Processa* spp., *Upogebia* spp.).

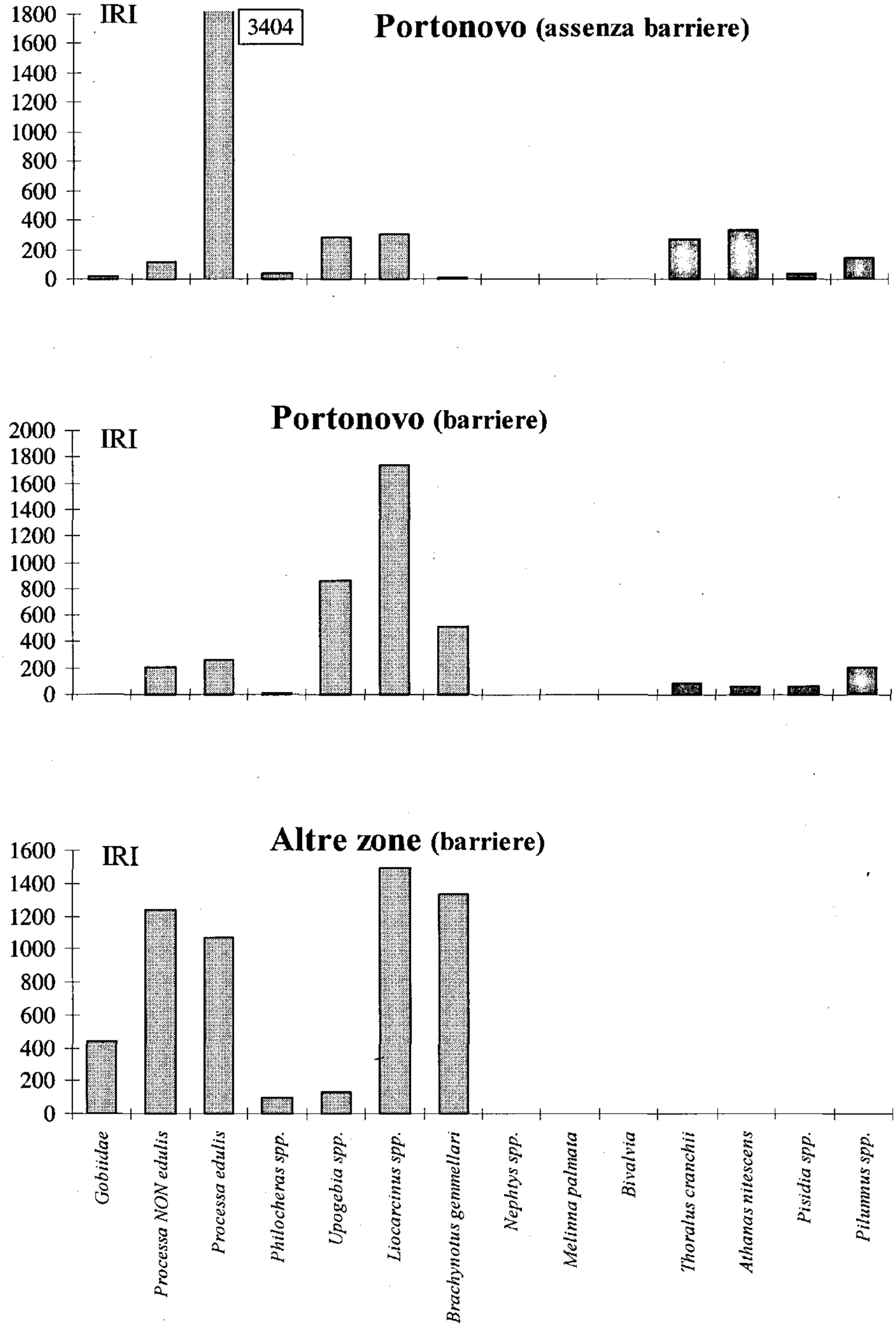


Fig. 2 - Indice di Importanza Relativa (IRI) delle principali prede di *Sciaena umbra* (▩: specie caratteristiche di substrati duri o microcavitari).

Index of Relative Importance (IRI) of the main food items of *Sciaena umbra* (▩: species characteristic of hard substrate and microcavities).

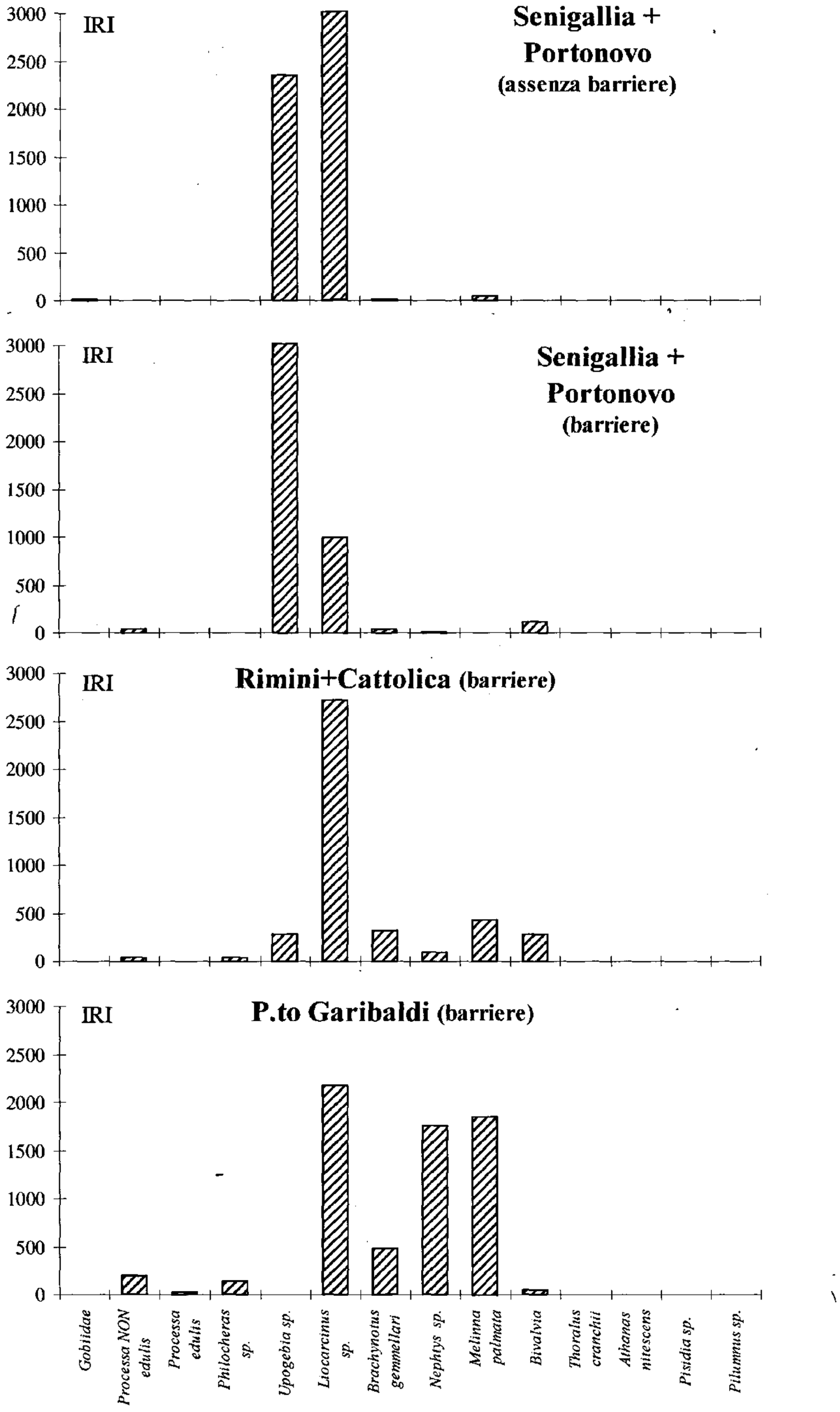


Fig. 3 - Indice di Importanza Relativa (IRI) delle principali prede di *Umbrina cirrosa* (▨: specie caratteristiche di substrati duri o microcavitari).
Index of Relative Importance (IRI) of the main food items of *Umbrina cirrosa* (▨: species characteristic of hard substrate and microcavities).

I molluschi bivalvi non hanno alcuna importanza nella dieta della corvina e *Mytilus galloprovincialis*, così abbondante sulle barriere artificiali come sui substrati rocciosi della baia di Portonovo, è stato osservato una sola volta nei contenuti stomacali.

Ombrina (*Umbrina cirrosa*)

Nei contenuti stomacali (n=18) delle ombrine raccolte nelle pescate di controllo, due gruppi di crostacei decapodi (*Liocarcinus* spp. e *Upogebia* spp.) con un IRI rispettivamente di 6670 e 2355 (Fig. 3) rappresentano da soli il 91% in peso. Altre prede di marginale importanza sono *Brachynotus gemmellari* e *Melinna palmata*.

I contenuti stomacali campionati negli anni 1989-1991, successivi alla costruzione delle barriere artificiali di Portonovo e Senigallia, si presentano più diversificati per la maggior frequenza di alcune altre specie caratteristiche dei fondali sabbio-siltosi. Anche il rapporto tra le due prede dominanti risulta modificato e mentre la frequenza di *Liocarcinus* scende dal 72% al 30%, la frequenza di *Upogebia tipica* + *U. pusilla* sale dal 50% ad oltre il 74%. Il modesto numero di ombrine raccolte al di fuori delle barriere non consente di formulare alcuna ipotesi per spiegare queste differenze.

L'alimentazione delle ombrine catturate in prossimità delle barriere artificiali costruite nei compartimenti di Rimini e Ravenna risulta più differenziata rispetto al compartimento di Ancona (Fig. 3). Infatti nei contenuti stomacali diminuisce significativamente l'importanza di *Upogebia* spp. mentre risultano molto abbondanti *Nephtys* spp. e *Melinna palmata*. Quest'ultimo, polichete sessile depositivoro proprio di fondi molli ricchi di materiale organico (Fauchald e Jumars, 1979), raggiunge la frequenza del 45% con un numero medio di 33 prede per stomaco nelle ombrine pescate presso le barriere di Porto Garibaldi, dove la comunità bentonica è direttamente interessata dagli apporti fluviali del Po.

In tutte le aree nell'alimentazione di *U. cirrosa* la componente ittica è risultata trascurabile, così come i crostacei decapodi di substrati duri (IRI sempre minore di 1).

Discussione e conclusioni

Nelle pescate, le ombrine (*Umbrina cirrosa*) sono risultate più abbondanti delle corvine (*Sciaena umbra*), sebbene in ambiente naturale l'ombrina prediliga i fondali costieri sabbiosi (Bini, 1968) e la corvina prediliga substrati rocciosi o detritici grossolani e praterie di Posidonia (Harmelin, 1991).

Sia *Sciaena umbra* che *Umbrina cirrosa* sono dei voraci predatori con un ampio stomaco. La dieta di entrambe le specie è caratterizzata da macroinvertebrati bentonici, e limitatamente a *S. umbra* da pesci bentonici, aventi dimensioni di 1-4 cm secondo l'asse maggiore. Comunque piccoli crostacei peracaridi (*Ampelisca* sp.) sono stati osservati, particolarmente nell'area di Rimini, anche nei contenuti stomacali di pesci adulti.

La percentuale di stomaci vuoti osservata nel presente lavoro è risultata del 22% per la corvina e del 14% per l'ombrina. Poichè le reti venivano calate attorno al tramonto e salpate dopo l'alba, il basso indice di vacuità fa ritenere che entrambe le specie abbiano un'attività alimentare prevalentemente notturna. Alcune delle loro principali prede (*Upogebia typica+U. pusilla*, *Brachynotus gemmellari*) sca-

vano tane più o meno elaborate (Dvorschak, 1987, 1988; Atkinson *et al.*, in stampa); altre (*Processa* spp.) si affossano semplicemente nel sedimento e sono attive prevalentemente di notte (Noël, 1972), quando vengono predate.

Nei contenuti stomacali delle corvine catturate nei pressi delle cinque barriere artificiali lontane da qualsiasi substrato roccioso naturale sono risultate quasi assenti le specie di decapodi caratteristiche di substrati duri o microcavitari. Queste sono meglio rappresentate nei contenuti stomacali delle corvine pescate nella baia di Portonovo, sia prima che dopo la costruzione della barriera artificiale (Fig. 2), a testimonianza del ruolo trofico mantenuto dagli adiacenti substrati rocciosi naturali caratterizzati da una facies a *Mytilus galloprovincialis*.

Il confronto dei nostri risultati con quelli ottenuti da Chakroun e Ktari (1981) per le coste tunisine su substrati naturali, mostra che entrambe le specie hanno una notevole capacità di adattarsi alle risorse disponibili nei diversi ambienti, pur restando simile nelle due aree la proporzione tra i diversi gruppi zoologici predati. Così nell'alimentazione di *S. umbra* anche in Tunisia risultano dominanti i Crostacei decapodi, rappresentati però da generi di Caridei, Porcellanidi e Brachyuri propri di substrati rocciosi e praterie di Posidonia, ed i pesci risultano una preda accessoria. Analogamente nella dieta di *U. cirrosa*, nelle acque tunisine come attorno alle barriere artificiali adriatiche, si osserva una maggiore frequenza di policheti rispetto a *S. umbra*.

L'ampiezza della nicchia trofica standardizzata (Hespenheide, 1965 in Macpherson, 1979) calcolata in base alle proporzioni in numero di tutte le specie (o gruppi di specie) registrate nei contenuti stomacali degli individui catturati in prossimità delle barriere, risulta rispettivamente di 0,12 per corvina e di 0,06 per ombrina.

La sovrapposizione delle nicchie trofiche delle due specie (Levins, 1968 in Macpherson, 1979) non risulta significativa (<0,4) se calcolata sulle proporzioni in numero, ma risulta molto elevata quando si considerano le proporzioni in peso (Tab. 2) in quanto i portunidi (*Liocarcinus* spp.) da soli rappresentano in entrambe le specie oltre il 28% in peso del contenuto stomacale, seguiti in ordine di importanza da *Brachynotus gemellari* nel caso di *S. umbra* e da *Upogebia tipica* + *U. pusilla* nel caso di *U. cirrosa*.

Le nostre osservazioni, condotte nei tre anni successivi alla costruzione delle sei barriere artificiali, hanno evidenziato che il fabbisogno trofico di entrambe le specie di scienidi è stato soddisfatto quasi esclusivamente dalla comunità macrobentonica dei circostanti fondali sabbio-siltosi, nonostante che la "associazione durevole" a *Mytilus galloprovincialis* che si sviluppa sulle barriere artificiali, già nel secondo anno avesse raggiunto una elevata biomassa (>20 Kg/m^2, peso fresco di mitili) (Bombace *et al.*, 1994). L'attrazione di entrambe le specie verso le barriere artificiali non sembra quindi di tipo trofico.

Summary

Two species of sciaenids of high commercial value (*Sciaena umbra* and *Umbrina cirrosa*) became quite common around the artificial reefs recently built in different coastal sites of the Adriatic Sea on sandy and silty bottoms. To investigate if their abundance was related to the feeding on the benthic community growing on these hard substrata, stomachs from 349 specimens of *S. umbra* and 536 *U. cirrosa*, collected around six reefs, were examined.

Fish were caught by trammel net, set from sunset to sunrise. The low percentage of empty stomachs observed (22% in *S. umbra* and 14% in *U. cirrosa)* lead to suppose that both the species have nocturnal feeding habits.

When food items are expressed in weight, niche overlap between the two sciaenids is high, because their diet mainly consists of decapods characteristic of coastal sandy and silty bottoms (*Liocarcinus* spp., *Upogebia* spp. and *Brachynotus gemmellari*). Benthic fish (mainly Gobiidae) are observed only in the stomachs of *S. umbra*, whereas the polychaets *Melinna palmata* and *Nephtys* spp. form a significant fraction of the diet only in *U. cirrosa*.

Only the diet of *S. umbra* includes a small amount of species characteristic of hard substrata (*Pilumnus* spp., *Thoralus cranchii*, *Athanas nitescens*). These preys are found more frequently in the stomachs of fish collected in the Portonovo Bay where natural hard substrata are abundant. Results suggest that the benthic community growing on artificial reefs is only a marginal food source for these fishes that feed mostly on the nearby bottom-level, also if aggregate around artificial reefs.

Bibliografia

ATKINSON R.J.A., FROGLIA C., ARNERI E., ANTOLINI B. - Observations of the burrows and burrowing behaviour of *Brachynotus gemmellari* and of the burrows of several other species occuring on *Squilla* grounds off Ancona, Central Adriatic. *Scientia Marina*, (in stampa).

BINI G. (1968) - *Atlante dei pesci delle coste italiane, Vol. 5*. Mondo Sommerso editrice: 176 pp.

BOMBACE G. (1995) - Le barriere artificiali nella gestione razionale della fascia costiera italiana. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (1): 1-14.

BOMBACE G., FABI G., FIORENTINI L., SPERANZA S. (1994) - Analysis of the efficacy of artificial reefs located in five different areas of the Adriatic Sea. *Bulletin of Marine Science*, **55** (2-3): 559-580.

CHAKROUN N., KTARI M. (1981) - Régime alimentaire des Sciaenidae (Poissons Téléostéens) du golfe de Tunis. *Bull. Inst. Natn. Scient. Tech. Océanogr. Pêche Salammbô*, **8**: 69-80.

DWORSCHAK P.C. (1987) - Feeding behaviour of *Upogebia pusilla* and *Callianasssa tyrrhena* (Crustacea, Decapoda, Thalassinidea). *Investigacion Pesquera*, Barcelona, **51** (Supl. 1): 421-429.

DWORSCHAK P.C. (1988) - The Biology of *Upogebia pusilla* (Petagna) (Decapoda, Thalassinidea) III. Growth and Production. *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology*, **9** (1): 51-77.

FABI G., FIORENTINI L. (1994) - Comparison between an artificial reef and a control site in the Adriatic Sea: analysis of four years of monitoring. *Bulletin of Marine Science*, **55** (2-3): 538-558.

FABI G., FIORENTINI L. (1996) - Catch and growth of *Umbrina cirrosa* (L.) around artificial reefs in the Adriatic Sea. *Bollettino di Oceanologia teorica ed applicata*, **11** (3-4) [1993]: 235-242.

FAUCHALD K., JUMARS P.A. (1979) - The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanography Marine Biology, Ann. Rev.*, **17**: 193-284.

HARMELIN J.G. (1991) - Statut du corb (*Sciaena umbra*) en Mediterranée. In: Boudouresque C.F., Avon M., Gravez V. (eds), *Les Espéces Marines à Protéger en Méditerranée*, GIS Posidonie publ., France: 219-227.

HUREAU J.C. (1970) - Biologie comparée de quelques poissons antarctiques (Notothenidae). *Bull. Inst. Oceanogr., Monaco*, **68** (1391): 1-244.

MACPHERSON E. (1979) - Ecological overlap between Macrourids in the Western Mediterranean Sea. *Marine Biology*, **53**: 149-159.

NOEL P. (1972) - Livrée chromatique et rythme nycthéméral chez *Processa edulis* Risso (Crustacé, Décapode). *C.R. Acad. Sc. Paris*, **274**: 1353-1356.

PINKAS L. (1971) - Food habits study. *California dept. of Fish and Game, Fish Bulletin*, **152**: 5-10.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 109-116

E. FRANCHI, S. CORSOLINI, S. OLMASTRONI, S. FOCARDI

Dipartimento di Biologia Ambientale, Università degli Studi di Siena
Via delle Cerchia, 3 - 53100 Siena, Italia.

FABBISOGNO ENERGETICO E DIFFERENTI STRATEGIE UTILIZZATE PER LA RICERCA DEL CIBO DAL PINGUINO DI ADELIA (*PYGOSCELIS ADELIAE*) AD EDMONSON POINT (MARE DI ROSS, ANTARTIDE)

FOOD CONSUMPTION (ENERGY DEMAND) AND FORAGING STRATEGIES OF ADÉLIE PENGUINS (*PYGOSCELIS ADELIAE*) AT EDMONSON POINT (ROSS SEA REGION, ANTARCTICA)

Abstract

Data regarding food consumption and foraging activities of penguins are essential for the management of marine resources and any assessment of changes due to natural or man made cause. This long term monitoring program, in the framework of CCAMLR (Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources) Ecosystem Monitoring Program (CEMP), concerns the ecology of the Adélie penguin (Pygoscelis adeliae) *colony of Edmonson Point (Ross Sea) during the breeding season. During the last 3 austral summers (1994-95, 1995-96, and 1996-97) the following activities were carried out: documentation of the penguin rookery at Edmonson Point, colony layout and breeding chronology, investigations of diet and foraging activities, CEMP standard monitoring procedures. This study has been undertaken jointly with the Australian Antarctic Division, and is expected to continue for the next 2 seasons.*

Key-words: Antarctica, *Pygoscelis adeliae*, Feeding ecology, CCAMLR Ecosystem Monitoring Program (CEMP).

Introduzione

I pinguini rappresentano, in termini di biomassa, oltre il 95% degli uccelli che vivono nel continente antartico (Croxall, 1984) e svolgono quindi un ruolo predominante in questo ecosistema anche come consumatori delle risorse marine. Poiché la dieta dei pinguini è composta essenzialmente da *krill* (*Euphausiá superba*) (Emison, 1968; Lishman, 1985), la sua abbondanza e la sua distribuzione influenzano notevolmente il comportamento e il successo riproduttivo di questi uccelli (Croxall *et al.*, 1988). Questa caratteristica fa in modo che i pinguini possano anche essere utilizzati come indice delle variazioni degli stock di *krill*, elemento base della catena alimentare antartica e componente principale della dieta di balene, foche, uccelli, pesci, calamari. Le variazioni di disponibilità e distribuzione del *krill* possono essere imputabili a fluttuazioni naturali e del suo ciclo riproduttivo, ma anche ad influenze antropiche come le attività di pesca o l'inquinamento. Lo studio della biologia riproduttiva, relazioni trofiche, aree di pesca ed eventuale stato di contaminazione dei pinguini sono quindi essenziali per la comprensione e la gestione di questo importante ecosistema. In accettazione di questi principi, la *Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources* (CCAMLR) ogni anno promuove programmi di monitoraggio di specie selezionate di pinguini, in aree di particolare interesse (CEMP, *CCAMLR*

Ecosystem Monitoring Program). A partire dall'estate antartica 1993-94 è iniziato ad Edmonson Point, Mare di Ross, un progetto di ricerca sulla biologia riproduttiva del pinguino di Adelia (*Pygoscelis adeliae*), nell'ambito del PNRA (Programma Nazionale di Ricerche in Antartide) in collaborazione con l'Australian Antarctic Division. Vengono qui riportati i risultati di questa ricerca, relativamente allo studio della cronologia riproduttiva, determinazione della qualità e quantità dell'alimentazione, definizione delle aree di ricerca del cibo attraverso rilevamento satellitare, studio delle caratteristiche del nuoto dei pinguini per mezzo di rilevatori di profondità che determinano velocità, durata e profilo delle immersioni.

Materiali e metodi

Area di studio

Edmonson Point (74° 20' S, 165° 08' E) è un'area deglaciata sulla costa orientale del Monte Melbourne, situata approssimativamente 60 km NO dalla base italiana di Baia Terra Nova. La colonia di pinguini di Adelia, comprendente due principali siti di nidificazione, è localizzata nella parte meridionale dell'area.

Studi di biologia riproduttiva ed ecologia del pinguino di Adelia

La pinguinaia di Edmonson Point (EP) è stata suddivisa in 13 colonie (identificate da picchetti di metallo). E' stata inoltre identificata l'area per la costruzione di un sistema elettronico di monitoraggio che rileva automaticamente il peso e l'identità dei singoli pinguini quando si spostano dalla colonia. Le colonie situate più a nord sono state scelte per lo svolgimento del programma di ricerca poiché tutti i pinguini devono seguire lo stesso percorso per spostarsi dalla spiaggia ai loro nidi. Le altre colonie non adatte per il sistema automatico sono state usate come controllo. Lo studio sulla biologia riproduttiva ed ecologia del pinguino di Adelia è iniziato nell'estate australe 1994-95; tale studio comprende l'osservazione delle colonie con l'ausilio di un sistema automatico di monitoraggio, lo svolgimento delle procedure di monitoraggio CEMP, l'analisi della dieta e degli spostamenti per mezzo di rivelatori satellitari e di profondità. Il programma di ricerca comprendeva anche la raccolta di dati in accordo con i protocolli indicati dal CCAMLR (CCAMLR Standard Methods, 1995). Questo programma di ricerca è continuato negli anni 1995-96 e 1996-97.

Osservazione delle colonie

Durante il periodo di studio sono stati marcati 120 nidi appartenenti alle colonie oggetto di studio ed i pinguini che li occupavano sono stati osservati per mezzo di censimenti giornalieri come richiesto dal CEMP. Durante il periodo di incubazione, gli uccelli appartenenti ai nidi marcati sono stati catturati, determinato il sesso mediante ispezione cloacale (Sladen, 1978), rilevati alcuni parametri morfometrici quindi è stata impiantata la targhetta TIRIS (*Texas Instrument Remote Identification System*). Nel 1994-95, 285 adulti e 126 piccoli sono stati marcati con le TIRIS e nel 1995-96, 135 adulti e 135 piccoli. Il sistema automatico di monitoraggio (*Automatic Penguin Monitoring System*, APMS) comprende, oltre la bilancia ed i sensori che registrano i movimenti dei singoli pinguini da e verso la colonia, anche un microprocessore in grado di leggere il numero della targhetta TIRIS, se presente, fino a circa 1 m di distanza (Kerry *et al.*, 1993).

Analisi della dieta e degli spostamenti per la ricerca di cibo

Lo studio sulle abitudini alimentari è stato condotto analizzando la durata degli spostamenti ed i contenuti stomacali degli adulti durante l'allevamento della prole. Il tempo di permanenza degli adulti in mare per la ricerca di cibo è stata calcolata sia manualmente che per mezzo del sistema automatico di monitoraggio. I contenuti stomacali sono stati prelevati secondo la metodica di Wilson (1984) modificata da Clarke (1996). La durata degli spostamenti e l'analisi dei campioni di cibo è stata messa in relazione alle aree di ricerca di cibo determinate per mezzo di trasmittenti satellitari (*Platform Terminal satellite Tracking*, PTTs) e le caratteristiche del nuoto dei pinguini definite da rivelatori di profondità (*Time-Depth Recorders*, TDR). I TDR sono stati programmati in modo da determinare la profondità in metri ogni 2 secondi e la temperatura ogni 5 secondi. Questi strumenti sono inoltre dotati di un sensore in grado di determinare se il pinguino è in acqua oppure si trova sul ghiaccio o sulla terraferma evitando quindi di prelevare dati e conservando la memoria disponibile. I TDR e le PTTs vengono applicati sul dorso dei pinguini con una colla a presa rapida ed assicurati per mezzo di piccoli cavetti in plastica. Gli strumenti sono stati applicati durante il periodo di incubazione, quello di guardia dei piccoli e lo stadio di *crèche* (asilo) per 1-4 viaggi di approvvigionamento. Questo esperimento è stato effettuato negli anni 94-95, 95-96 e 96-97. I PTT funzionano in continuo trasmettendo segnali captati dal Servizio ARGOS grazie a 2 satelliti della *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA, USA). I dati relativi alle coordinate captate dai satelliti ci sono quindi stati trasmessi dal Servizio Argos. Anche questo esperimento è stato effettuato negli anni 94-95, 95-96 e 96-97.

Risultati e discussione

Il pinguino di Adelia ha distribuzione circumpolare e dispone di una stagione riproduttiva nettamente più corta rispetto alle altre specie nidificanti nelle isole subantartiche poste a latitudini inferiori. All'inizio dell'inverno antartico, questi uccelli lasciano le loro colonie riproduttive e si muovono verso nord (55-60° S) sul *pack* percorrendo lunghe distanze (Cockrem, 1990). Verso la seconda metà di Ottobre, i pinguini di Adelia ritornano alla loro colonia riproduttiva; i maschi arrivano generalmente prima delle femmine ed occupano lo stesso nido dell'anno precedente specialmente se vi hanno cresciuto con successo la prole. Al loro arrivó, le femmine cercano il partner dell'anno precedente. La costruzione del nido, il corteggiamento e l'accoppiamento richiedono 2-3 settimane quindi inizia la deposizione di uno o due uovā. L'incubazione dura circa 34 giorni durante i quali un membro della coppia rimane nel nido per covare mentre l'altro si reca in mare alla ricerca di cibo. L'alternanza deve essere sincronizzata per evitare che un uccello abbandoni il nido prima del ritorno del partner. Quando la prole raggiunge le 3 settimane di vita inizia lo stadio di *crèche*, cioè i genitori si recano simultaneamente al mare alla ricerca di cibo lasciando pochi adulti in difesa di gruppi di pulcini. All'età di 7-9 settimane i piccoli si spostano verso il mare ed iniziano le prove di nuoto o *fledge*, dopodiché lasciano definitivamente la colonia per ritornarvi all'età di circa 2-3 anni (Franchi *et al.*, 1995). I dati relativi ai censimenti, indicano un decremento della popolazione di *Pygoscelis adeliae* nidificante ad Edmonson Point (Figura 1). Durante gli anni 1994-95 e 1995-96, il numero degli adulti presenti nell'intera colonia è passato da 2755 a 1778, mentre nelle

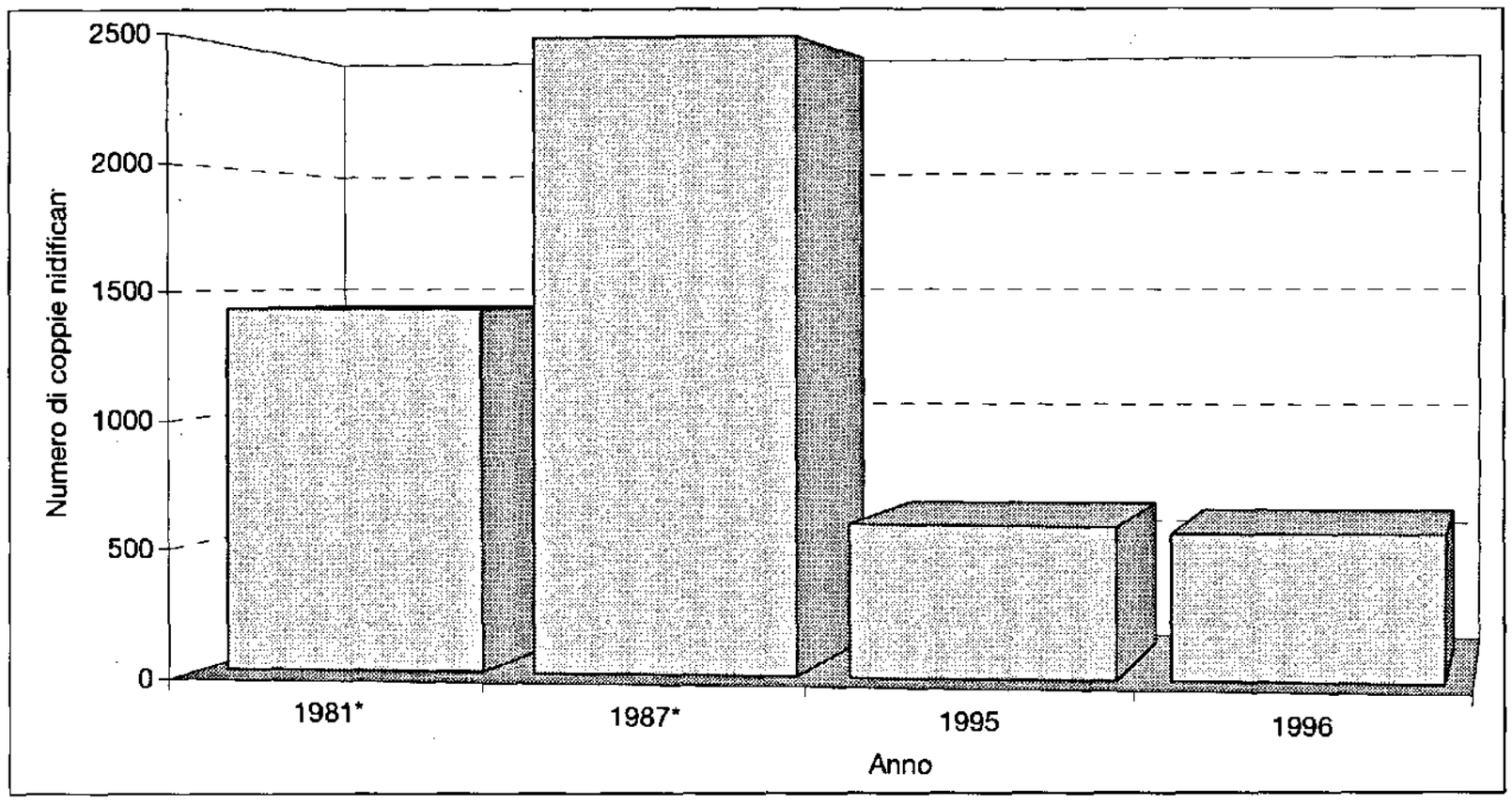


Fig. 1 - Numero delle coppie di *Pygoscelis adeliae* nidificanti nella colonia di Edmonson Point (*dati di Taylor *et al.*, 1990).
Number of pairs of *Pygoscelis adeliae* nesting at Edmonson Point (*data from Taylor *et al.*, 1990).

colonie oggetto di studio (D-L) da 999 a 524. Il numero delle coppie nidificanti conferma la diminuzione della popolazione, infatti erano presenti 594 coppie nel 94-95 e 569 nel 95-96 (Franchi *et al*, 1995; Franchi *et al.*, 1996). Censimenti precedenti, condotti per mezzo di fotografie aeree, riportavano 1431 coppie nel 1981 e 2491 nel 1987 (Taylor *et al.*, 1990).

In Tabella 1 sono riportati i dati relativi agli spostamenti dei pinguini dalla colonia verso il mare alla ricerca di cibo. In entrambi gli anni di studio, la durata

Tab. 1 - Durata degli spostamenti (in ore) dei pinguini dalla colonia durante gli anni 1994-95 e 1995-96 (x= media; D.S.= deviazione standard; min = minima durata; max = massima durata).
Foraging trip duration (hours) of study nests during the 1994-95 and 1995-96 seasons, x= mean; D.S.= standard deviation; min = minimal duration; max = maximum duration.

	Anno 1994-95					Anno 1995-96				
Durata degli spostamenti	Media	D.S	Min	Max	n	Media	D.S	Min	Max	n
Tutti gli individui	30	12	6	93	536	23	13	3	138	1079
Femmine	33	14	6	93	269	27	14	3	138	492
Maschi	26	9	9	60	267	19	11	3	98	587

media degli spostamenti dei maschi risulta minore di quella delle femmine. Tale differenza fra i 2 sessi conferma i dati relativi ad altre colonie di pinguino di Adelia nidificanti in altre località antartiche (Clarke *et al.*, 1995) ed è in contrasto con dati precedenti che assumevano una simile durata degli spostamenti supportata dall'assenza di dimorfismo sessuale (Agnew e Kerry, 1995). Nel secondo anno di studio (1995-96) la durata media, sia calcolata per tutti gli indi-

vidui che per le femmine ed i maschi singolarmente, risulta più breve di quella dell'anno precedente.

Differenze qualitative e quantitative sono emerse dallo studio della dieta e dei luoghi in cui maschi e femmine si recano alla ricerca di cibo. La massa media di ciascun pasto delle femmine risulta maggiore di quella dei maschi con 295,68 g e 277,56 g rispettivamente. Le femmine percorrono più frequentemente lunghe distanze e consumano principalmente *krill*, specialmente quando la prole è più piccola. I maschi al contrario tendono a fare spostamenti più corti, nelle vicinanze della colonia, e si cibano principalmente di pesci ed anfipodi. Ulteriori differenze sono state riscontrate nella dieta dei pinguini durante lo stadio di incubazione e guardia dei pulcini rispetto all'alimentazione del secondo periodo quando la prole inizia lo stadio di *crèche*. La massa media di ciascun pasto del periodo di *crèche* è maggiore di quella del periodo precedente, inoltre nel secondo periodo aumenta significativamente la percentuale di *krill* che passa dal 24 al 78% per le femmine e dal 9 al 42% nei maschi (Fig. 2).

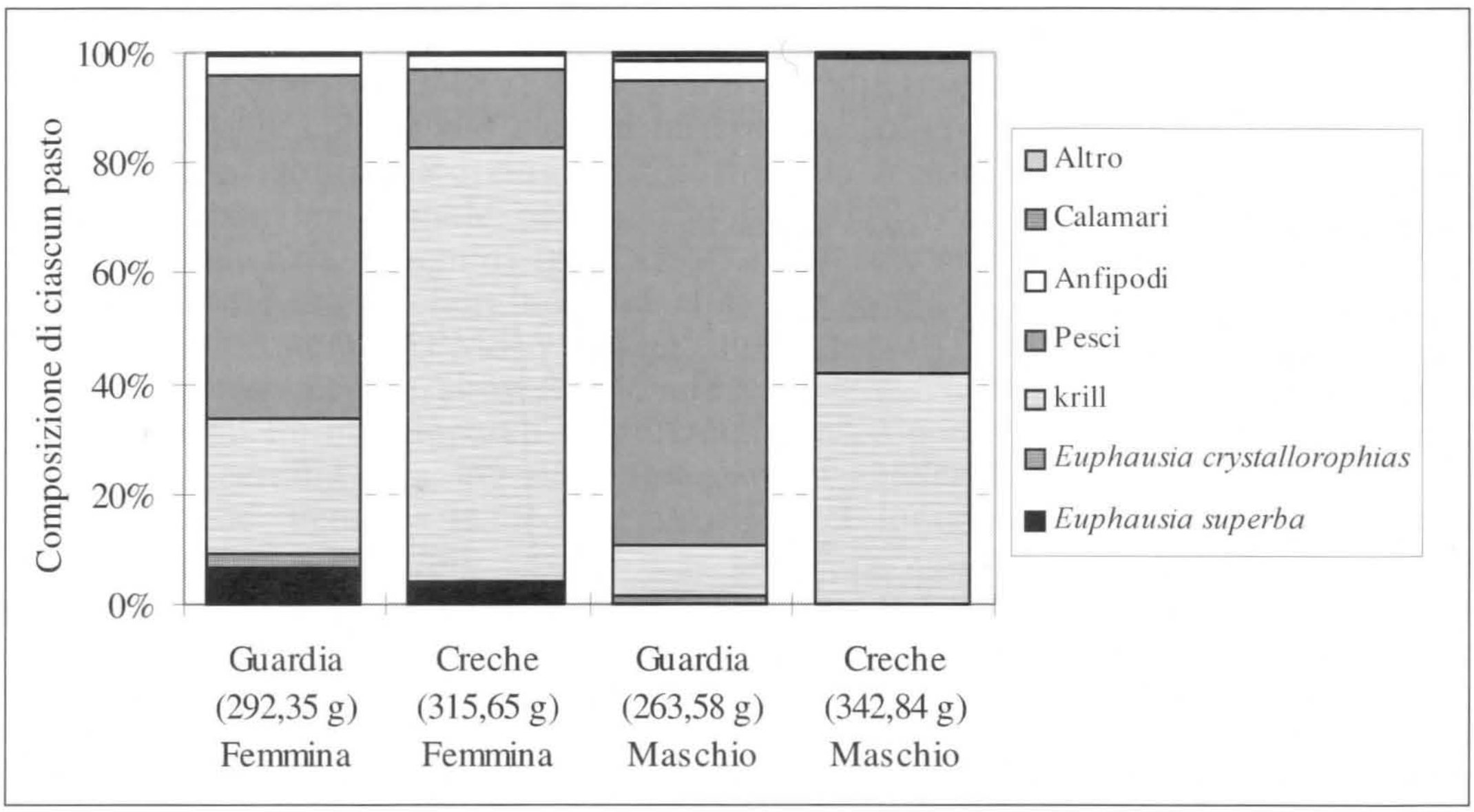


Fig. 2 - Composizione percentuale di ciascun pasto in rapporto al sesso e al periodo di sviluppo dei pulcini.
Diet percentage composition of Adélie penguin in relation to sex and chicks age.

Le aree in cui i pinguini ricercano il cibo, la durata e le distanze percorse sono state determinate grazie alle PTTs applicate ad alcuni esemplari. Sono state applicate 12 PTTs (7 maschi e 5 femmine) nella stagione 1994-95 e 9 PTTs (4 maschi e 5 femmine) nella successiva (1995-96). In figura 3 e 4 sono riportate le coordinate degli spostamenti relativi ai periodi di incubazione e guardia dei maschi e delle femmine in entrambi gli anni di studio. Le femmine raggiungono distanze maggiori rispetto ai maschi in entrambi i periodi di allevamento della prole. Data la conformazione della costa intorno alla pinguinaia di Edmonson Point, gli uccelli devono recarsi verso est per cercare il cibo. Quando i pinguini si recano

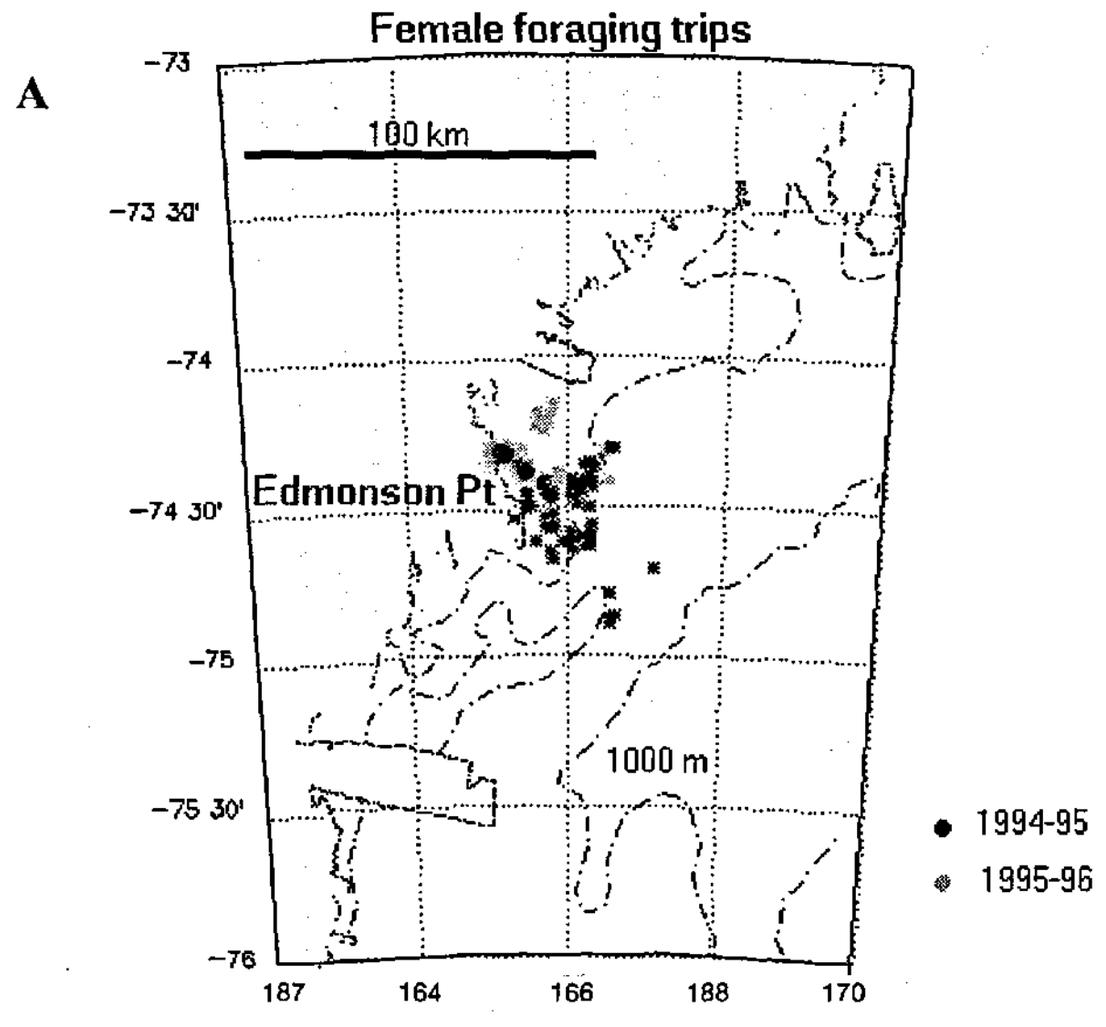


Fig. 3 - Cartine dei tracciati satellitari del pinguino di Adelia femmina (A) e maschio (B) nidificante a Edmonson Point, relative agli anni 1994-95 e 1995-96.
The position of satellite fixes obtained in the Antarctic summers 1994-95 and 1995-96 from foraging female (A) and male (B) Adélie penguin nesting at Edmonson Point.

all'interno della piattaforma continentale pescano principalmente pesci, al contrario quando si recano oltre la piattaforma (80-100 km dalla colonia) trovano principalmente *krill* (Kerry *et al.*, 1996). Durante i 2 anni di studio sono stati applicati 16 TDR, 8 pinguini ogni anno per un totale di 37 spostamenti dalla colonia. Le immersioni profonde meno di 3 metri non sono state analizzate, inoltre

le altre immersioni sono state classificate in immersioni di spostamento ed immersioni utili per la ricerca di cibo (profondità > 20 m e durata > 1 min.) (Chappel *et al.,* 1993). Sono state registrate un totale di 14896 immersioni, 7504 delle quali erano deputate alla ricerca di cibo mentre le rimanenti 7392 (46,62%) erano di spostamento. Nel 1994-95 la profondità media raggiunta dai pinguini era di 24,6 m con una durata media di 1,56 min. e range di 3-82 m. Nel 1995-96 la profondità media raggiunta era di 21,8 m con una durata media di 1,52 min. e range di 3-65 m.

Summary

The Adélie penguin *Pygoscelis adeliae* is the most numerous population of penguin in Antarctica and therefore play a significant role in marine ecosystem being an important consumer in the marine food web. For this reason the Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR) has established that it is a suitable species to monitor environmental changes in the marine resources. This long term monitoring program performed in the framework of CCAMLR concerns the ecology of Adélie penguin colony of Edmonson Point (Ross Sea) during the breeding season.

The penguin colony was studied in terms of colony layout, breeding chronology, foraging trip durations, diving profile, feeding localities and diet composition of breeding male and female penguins during the 1994-95, 1995-96 and 1996-97 Antarctic summers. Penguins were monitored using satellite transmitters, time-depth recorders, electronic tagging and data collected by an Automated Penguin Monitoring System (APMS), besides direct researchers observations.

Colony nest census showed a decreasing trend in the population of penguins of Edmonson Point compared to previous census performed by aerial photograph. Results concerning foraging strategies showed gender differences in the guard and *crèche* period. Females tended to make longer foraging trips and the mean meal mass during the breeding season was generally greater than for males (295.68 g and 277.56 g respectively); moreover the mean meal mass was greater in the *crèche* period for both sexes. Diet composition showed that female penguins captured a greater proportion of krill than males during the whole chicks rearing period (24-78% for female and 9-42% for male) whereas males consumed more fish. The use of satellite transmitters evidenced a tendencies of males to remain next to the colony, while female moved out of continental platform where krill is more abundant, both in guard and *crèche* stage. Data collected by time-depth recorders allowed to analyse immersion profiles of penguins during foraging trips. Mean depth detected was 24.6 m (range 3-82 m) in 1994-95 and 21.8 m (range 3-65 m) in 1995-96 and the mean duration time was 1.56 min and 1.52 min respectively.

Bibliografia

AGNEW D.J., KERRY K.R. (1995) - Sexual dimorphism in penguins. In: Dann P., F.I. Norman, and P.N. Reilly (eds.) *The Penguins: Ecology and Management.* Surrey-Beatty, Sydney: 299-318.

CLARKE J.C., KERRY K.K., FRANCHI E. (1995) - Differences in the foraging strategies of male and female penguins. *Commission for the Conservation of Marine Living Resources, Scientific Committee Working Group on Ecosystem Management Monitoring,* WG-EMM 95/ 46: 17pp.

CLARKE J.C. (1996) - CCAMLR Standard Method A8: Procedure A. *Commission for the Conservation of Marine Living Resources, Scientific Committee Working Group on Ecosystem Management Monitoring*, WG-EMM- Methods-96/9: 2 pp.

CCAMLR Ecosystem Monitoring Program (1995) - CEMP Standard Methods, Methods A1 to A9: 131 pp.

CHAPPELL M.A., SHOEMAKER V.H., JANES D.N., BUCHER T.L. (1993) - Diving behaviour during foraging in breeding Adélie penguins. *Ecology,* 74 (4): 1204-1215.

COCKREM J.F. (1990) - Circadian Rhythms in Antarctic Penguins. In: *Penguin Biology*, L.S. Davis and J.T. Darby (eds.), Academy Press, Inc.: 319-344.

CROXALL J.P. (1984) - Seabirds. In: *Antarctic Ecology*, R.M. Laws (ed.), Academy Press: 531-618.

CROXALL J.P., MCCANN T.S., PRINCE P.A., ROTHERY P. (1988) - Reproductive performance of seabirds and seals at South Georgia and Signy Island, South Orkney Islands, 1976-1987: implications for Southern Ocean monitoring studies. In: *Antarctic Ocean and resources variability*, D. Sahrrhage (ed.), Springer: 261-285.

EMISON W.B. (1968) - Feeding preference of Adélie penguin at Cape Crozier, Ross Island. *Antarctic Research Series*, **12**: 191-212.

FRANCHI E., CLARKE J.C., LAWLESS R., KERRY K.K., FOCARDI S. (1995) - Adélie Penguin Monitoring Program At Edmonson Point, Ross Sea Region. *Commission for the Conservation of Marine Living Resources, Scientific Committee Working Group on Ecosystem Management Monitoring* WG-EMM 95/47: 14 pp.

FRANCHI E., CORSOLINI S., FOCARDI S., CLARKE J.C., TRÉMONT R., KERRY K.K. (1996) - Biological research on Adélie penguin associated with the CCAMLR Ecosystem Monitoring Program (CEMP). In: *Proceedings of the third meeting on Antarctic Biology*, Santa Margherita Ligure, December 13-15th, 1996.

KERRY K.R., CLARKE J.C., ELSE G.D. (1993) - The use of an automated weighing and recording system for the study of the biology of Adelie penguins (*Pygoscelis adeliae*). *Proc. NIPR Symp. Polar Biol.*, **6**: 62-75.

KERRY K.K., CLARKE J.C., CORSOLINI S., FRANCHI E., FOCARDI S., EBERHARDT S., GARDNER H., LAWLESS R., RODARY D., THOMSON R., TRÉMONT R., WIENECKE B. (1996) - The foraging range of Adélie penguins - implications for CEMP and interactions with the krill. *Commission for the Conservation of Marine Living Resources, Scientific Committee Working Group on Ecosystem Management Monitoring* WG-EMM 96/69: 14 pp.

LISHMAN G.S. (1985) - The food and feeding ecology of Adélie penguin (*Pygoscelis adeliae*) and Chinstrap penguins (*P. antarctica*) at Signy Islands, South Orkney Islands. *J. Zool. Lond.* (A), **205**: 245-263.

SLADEN W.L.J. (1978) - Sexing penguins by cloascope. *Int. Zoo. Yearb.*, **18**: 77-80.

TAYLOR R.H., WILSON R.P, THOMAS B.W. (1990) - Status and trends of Adélie penguin populations in the Ross Sea Region. *Polar Rec.*, **26** (159): 293-304.

WILSON R.P. (1984) - An improved stomach pump for penguins and other seabirds. *J. Field Ornithol.*, **55**: 109-112.

Questo Programma di Ricerca è stato svolto con finanziamenti del Programma Nazionale di Ricerca in Antartide (PNRA) del Ministero dell'Università e della Ricerca Scientifica e Tecnologica (MURST).

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 117-135

C. N. BIANCHI, F. BOERO*, S. FONDA UMANI**,
C. MORRI***, M. VACCHI****

Centro Ricerche Ambiente Marino, ENEA Santa Teresa, CP 316, I-19100 La Spezia, Italia.
*Dipartimento di Biologia, Università di Lecce, Italia.
**SFU, Laboratorio di Biologia Marina, Università di Trieste, Italia.
***Istituto di Zoologia, Università di Genova, Italia.
****ICRAM, Roma, Italia.

SUCCESSIONE E CAMBIAMENTO NEGLI ECOSISTEMI MARINI

SUCCESSION AND CHANGE IN MARINE ECOSYSTEMS

Abstract

The concept of succession (an orderly and predictable sequence leading to a stable community state in equilibrium with the climate) is a milestone of the so-called equilibrium ecology. On the contrary, the ecology of change denies the value of predictive, purely deterministic paradigms (such as that of succession) in favour of historical approaches (using stochastic and chaotic models). The ecology of change views patterns and processes as mainly depending on the spatial and temporal scale. Change is connatural to ecological systems, as the history of evolution had shown. The contributes of marine biology to the building of the ecology of change include alternative successional mechanisms, role of competition, the intermediate disturbance hypothesis, patch dynamics, supply side ecology, benthic-pelagic coupling. Long-term studies are needed to improve our comprehension of ecosystem change.

Key-words: climax, disturbance, benthic-pelagic coupling, landscape ecology, predictability.

Without deviation from the norm, "progress" is not possible
Frank ZAPPA (1940-1993)

Introduzione

Tra i concetti fondamentali dell'ecologia, quello di successione ha avuto un enorme valore euristico, promuovendo molte riflessioni sulla struttura e la dinamica degli ecosistemi (McIntosh, 1985; Acot, 1988). Esso rappresenta il paradigma dinamico fondamentale dell'ecologia classica, nella quale il "sostantivo" è la biocenosi ed il "verbo" è appunto la successione. Nella sua accezione corrente (p. e., Lincoln *et al.*, 1988), il concetto di successione presume che le comunità biologiche tendano intrinsecamente ad uno stato d'equilibrio (*climax*), attraverso una serie sufficientemente prevedibile di fasi differenti (*sere*).

I capisaldi di questo concetto sono la gradualità e la prevedibilità del processo, e la stabilità e l'equilibrio della sua fase finale (il climax). Ed è attorno a questi capisaldi che intendiamo sviluppare alcune considerazioni.

Il titolo di questo lavoro affianca volutamente il concetto di successione a quello di cambiamento, per anticipare che la successione sarà qui vista come una delle componenti, caratterizzata da una propria scala temporale (si veda la Fig. 1.1 in Miles, 1987), dei più generali processi di cambiamento osservabili negli ecosistemi marini (Cabioch *et al.*, 1983; Connell, 1987; Boero, 1994; Sarà, 1995; Bianchi, 1997).

Non è nostro intendimento esporre una rassegna di fatti e conoscenze sulla successione in ambiente marino. Questo lavoro parlerà piuttosto del contributo che la biologia marina ha dato agli studi sulla successione in generale: alcuni di questi contributi si possono rileggere nella preziosa antologia di Nybakken (1986). E' vero che l'ecologia marina ha frequentemente importato concetti dall'ecologia terrestre, mentre è raro il contrario: il paradigma successionale non fa eccezione a questa regola, anche se non mancano esempi di recenti testi di ecologia in cui i contributi marini siano ampiamente riconosciuti (p. e., Colinvaux, 1993; Begon *et al.*, 1996).

Nato e sviluppato soprattutto in ambito vegetazionale terrestre (Golley, 1977; Kershaw e Looney, 1985), il concetto di successione ecologica è stato applicato quasi *tout court* al benthos marino, forse a causa di una sua più diretta analogia con le fitocenosi terrestri (McCook e Chapman, 1991, 1993). La scelta del benthos ha permesso approcci sperimentali importanti: la colonizzazione primaria del substrato, ad esempio, è stata studiata nel caso delle comunità fouling: per una critica dell'applicabilità al fouling marino dei concetti messi a punto sulla vegetazione terrestre si vedano Sutherland e Karlson (1977) e Underwood e Anderson (1994). La comunità scientifica italiana è stata particolarmente produttiva sull'argomento fouling: Relini (1980, 1983) ha compilato un'ampia bibliografia sul fouling del Mediterraneo ed ha già presentato in passato relazioni sull'argomento (Relini, 1974, 1977). Sperimentazione nel benthos è stata fatta anche sulla colonizzazione di substrati denudati e di sedimenti defaunati. In questo campo, a livello mediterraneo si è sicuramente distinta la scuola francese (si vedano i lavori di Boudouresque, 1973, e di Diaz-Castaneda, 1987, e le bibliografie ivi riportate).

Diverso è il caso del plancton: qui l'analogia con l'ambiente terrestre si affievolisce, in quanto non c'è colonizzazione di un substrato e la successione ecologica si confonde con la sequenza stagionale (Nybakken, 1993). Tuttavia si ha sostituzione di specie al procedere della "maturazione" del mezzo acqueo (Vinogradov, 1983; Legendre *et al.*, 1985) e Margalef (1982) giunge ad affermare che la successione planctonica, che dura meno di un anno, è completamente omologa di quelle terrestri che durano trent'anni o più. Alcuni studi "classici" sulla successione del plancton sono stati fatti in Mediterraneo (Margalef, 1958; Revelante e Gilmartin, 1976); più recentemente, Fonda Umani (1992), Fonda Umani *et al.* (1995) e Cataletto *et al.* (1995) hanno ripreso in considerazione il problema delle successioni planctoniche, con particolare riferimento all'Adriatico.

La teoria della successione e la biologia marina

Le ricerche dei biologi marini hanno dato contributi importanti alla comprensione dei meccanismi della successione. Il paradigma successionale di matrice clementsoniana individuava la sola facilitazione (Clements, 1916), come sottolineato da Foster e Sousa (1985). In mare, Connell e Slayter (1977) affiancano ad essa l'inibizione e la tolleranza, cui Boero *et al.* (1993) aggiungono la cooperazione, riprendendo e sviluppando un concetto di Sarà (1970).

Continuamente evocata ma mai osservata all'opera negli ecosistemi terrestri – tanto da far coniare l'espressione "il fantasma della competizione passata" (*the ghost of competition past*: Connell, 1980; Licuanan e Bakus, 1993) – la competizione è stata realmente vista in mare, grazie alle ricerche sperimentali sulla

competizione tra organismi incrostanti (Connell, 1961; Dayton, 1971). Ci riferiamo ovviamente alla competizione per interazione diretta, non tanto all'allelopatia mediata chimicamente: si vedano le rassegne di Woodin e Jackson (1979) e di Lang e Chornesky (1990) sui diversi meccanismi competitivi in ambiente marino. E sempre in mare si è costatato che più che di gerarchie competitive è spesso meglio parlare di *networks*, ovvero reti competitive (Jackson e Buss, 1975; Connell, 1976; Buss e Jackson, 1979; Russ, 1982).

Tema squisitamente ed esclusivamente marino è quello del rifornimento laterale, la *supply side ecology* (Lewin, 1986a; Roughgarden *et al.*, 1987; Underwood e Fairweather, 1989). La continuità del mezzo acqueo e le correnti marine fanno sì che larve e propaguli prodotti in un determinato biotopo siano trasportati altrove: il loro arrivo influenzerà la successione nel sito ricevente quanto e più delle condizioni (biotiche e abiotiche) locali; per contro, essi non parteciperanno alla dinamica della comunità che li ha prodotti. Oltre al rifornimento laterale, esiste un rifornimento verticale, intendendo con questa definizione la possibilità di colonizzazione di un habitat bentico o pelagico a partire da quelle vere e proprie banche naturali di propaguli costituite dalle cisti e da altri stadi di resistenza presenti nei sedimenti (Boero *et al.*, 1996a).

Rifornimento laterale e rifornimento verticale portano entrambi la nostra attenzione ad un concetto che non ha praticamente eguali in ambiente terrestre: il collegamento tra benthos e pelagos (*benthic-pelagic coupling*: Graf, 1989; Loo e Rosemberg, 1989; Buchanan, 1993). Pur costituendo due dominî con dinamiche successionali ben diverse per scala temporale, benthos e pelagos sono strettamente dipendenti tra loro, sia attraverso i cicli vitali (Giangrande *et al.*, 1994), sia per i reciproci scambi energetici, anche tramite predazione (Barnes e Barnes, 1977; Ott e Fedra, 1977; Ott, 1992; Madin *et al.*, 1996). Studiare la successione nel benthos ignorando gli scambi con la colonna d'acqua - e viceversa - è un approccio parziale che ignora la complessità e la continuità del mondo vivente in mare (Boero *et al.*, 1996b).

Il climax in biologia marina

L'idea che l'esito della successione possa essere uno tra numerosi stati stabili ugualmente possibili (*multiple stable points*: Sutherland, 1974, 1990) è nata in biologia marina, contrapponendosi alla concezione, più radicata in ambiente terrestre, dell'esistenza di un unico climax.

Il termine climax richiama ad un equilibrio principalmente con il clima, tanto che Odum (1959) scriveva che la successione è diretta – anche se non causata – dal clima, visto come stabile a scala geologica. In realtà noi oggi siamo ben coscienti che il clima cambia (Tziperman, 1997). E cambia non solo sui tempi lunghi, come la paleoecologia ci ha insegnato da sempre (Jackson, 1994; Jablonski e Sepkoski, 1996), ma anche a scala di generazione umana, o addirittura decennale (Southward e Boalch, 1994; Southward *et al.*, 1995; Bianchi, 1997). Di conseguenza, l'idea che una comunità sia stabile dipende essenzialmente dalla scala temporale considerata (Rahel, 1990; Townsend, 1991).

Solo cambiamenti a breve termine possono essere osservati direttamente, mentre i cambiamenti a lungo termine sono più frequentemente indotti dall'osservazione della zonazione spaziale (Drury e Nisbet, 1973); esempi marini sono forniti da Picard (1985), ed una discussione critica della contrapposizione tra successione

e fattori fisici come cause della zonazione delle mangrovie si può trovare in Nybakken (1993). Di fatto, raramente si può affermare che è stato descritto l'instaurarsi del climax; più frequentemente, è stata considerata climacica quella comunità che mostrasse maggiore complessità strutturale e funzionale e che apparisse più durevole a scala di vita umana.

I biologi marini mediterranei sono usi a considerare la prateria di posidonie come il climax dell'infralitorale (Pérès e Picard, 1964): curiosamente, però, *Posidonia oceanica* ha avuto il suo optimum climatico circa 3000 anni fa e sta attualmente attraversando una fase climatica sfavorevole (Pérès, 1984). La sua regressione attuale è forse in parte un fenomeno ineluttabile, cui però l'impatto antropico ha impresso una grande accelerazione (Bourcier, 1985). Ed analogo discorso si può fare per il coralligeno – climax del circalitorale (Picard, 1985) – che ha presentato il suo optimum climatico 8000 anni fa (Sartoretto *et al.*, 1996). Paradossalmente, dunque, le nostre predilette e presunte biocenosi climax del Mediterraneo non sono in equilibrio con il clima attuale.

L'ecologia del disturbo

Il concetto di disturbo, che nasce almeno in parte in ambiente marino (Connell, 1978), è oggi centrale in ecologia (Pickett *et al.*, 1989), tanto che si usa distinguere tra un'ecologia dell'equilibrio, che ha dominato fino agli anni '70 (Putman, 1994), ed una *new ecology* (Price *et al.*, 1984) o ecologia del disturbo che sta prepotentemente affermandosi in questi ultimi 20 anni (Bianchi *et al.*, 1996).

Nel modello di successione previsto dall'ecologia dell'equilibrio (p. e., Odum, 1969) la diversità è ritenuta massima nel climax, cioè in assenza di disturbo. Sanders (1968) analizzò la diversità del benthos marino in un'ottica di ecologia dell'equilibrio, giungendo a postulare che comunità "fisicamente controllate" presentassero bassa diversità, mentre comunità "biologicamente accomodate" presentassero diversità elevata.

Connell (1978) ha pesantemente modificato la visione sandersiana, affermando che la diversità è massima in corrispondenza di livelli intermedi di disturbo (Fig. 1). All'equilibrio, l'affermarsi della dominanza delle specie climax escluderebbe dalla comunità le altre specie, competitivamente inferiori. In popolamenti della zona di marea, Sousa (1979a, b) osservava che la diversità si manteneva grazie al disturbo fisico, che impediva il raggiungimento dell'equilibrio. Già Osman (1977), studiando l'epifauna, concludeva che sembra esserci una frequenza di disturbo ottimale alla quale la diversità risulta massima. Coerentemente, nel modello SAB (*species*, *abundance*, *biomass*), che Pearson e Rosenberg (1978) svilupparono negli stessi anni sulle comunità di infauna, il massimo di diversità si osserva nell'*ecotone point*, cioè in una zona intermedia rispetto alla sorgente di disturbo.

Idea centrale della *new ecology* è dunque che la presenza di disturbi – variamente distribuiti nello spazio e nel tempo e differenti per intensità e durata – mantiene le comunità reali lontano dall'equilibrio, in un mosaico di stati successionali diversi (Pickett e White, 1985; Townsend, 1991). Il modello proposto da Zajac e Whitlatch (1991) vede il benthos di fondo molle come un mosaico temporale di fasi di recupero da un disturbo, la dinamica delle quali è dettata prevalentemente da aspetti demografici. L'esistenza del mosaico successionale è uno dei presupposti della nascente ecologia del paesaggio (*landscape ecology*:

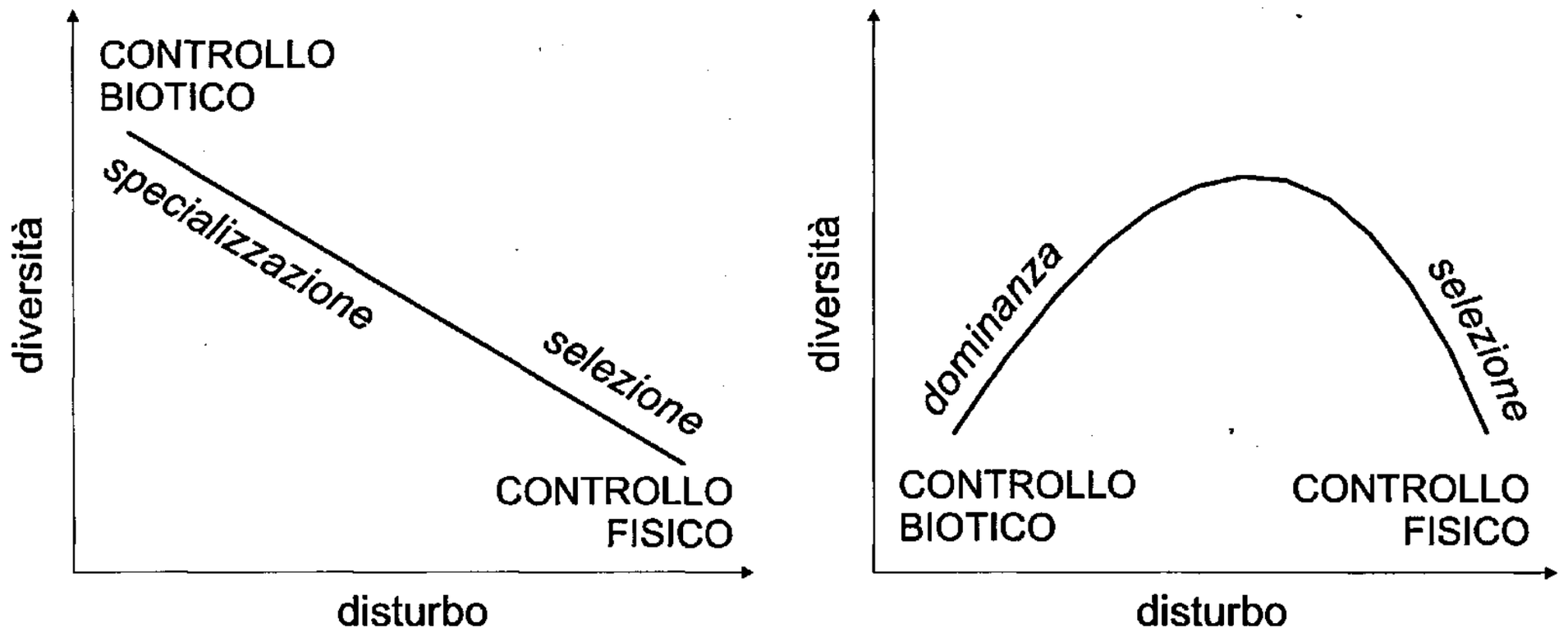


Fig. 1 - Il rapporto tra diversità e disturbo secondo l'ecologia dell'equilibrio (*a sinistra*) e secondo la 'new ecology' (*a destra*). In entrambi i casi, il controllo fisico comporta, a causa della forte selezione, una riduzione della diversità, mentre il controllo biotico induce alta diversità nel primo caso e bassa diversità, a causa dei fenomeni di dominanza, nel secondo.

Relationship between diversity and disturbance according to the 'equilibrium ecology' (*left*) or the 'new ecology' (*right*). In both cases, physical control causes a decrease in diversity, because of selection, whereas biotic control induces high diversity in the first case but low diversity, through dominance, in the second.

Forman e Godron, 1986; Farina, 1998) che ha cominciato a trovare seguito anche tra i biologi marini (Paine e Levin, 1981; Preobrazhensky, 1981; Licuanan e Gomez, 1988; Cocito *et al.*, 1991; Dayton, 1992; Aronson e Precht, 1995; Bianchi *et al.*, 1996). Little e Kitching (1996) adottano per il mesolitorale roccioso il concetto di ciclo-mosaico (*mosaic-cycle concept*) sviluppato per le foreste terrestri.

Già Paine (1966), in pieni anni ruggenti dell'ecologia dell'equilibrio, evidenziava che la predazione impedisce l'instaurarsi di fenomeni di dominanza da parte dei competitori più agguerriti, agendo quindi alla stregua di un disturbo. Alcuni autori, però, contestano che predazione e pascolo siano visti come un "disturbo biologico": si vedano Price (1980), e Frid (1989), per due opinioni contrastanti. Qualche anno prima di Paine, Hutchinson (1961) intuiva che la continua variabilità ambientale impediva il raggiungimento dell'equilibrio nelle comunità, permettendo così la coesistenza di numerose specie in contrasto col principio di esclusione competitiva (Hardin, 1960): è questo, in estrema sintesi, il celebre "paradosso del plancton". Sono successivamente state formulate ulteriori ipotesi di non-equilibrio per spiegare il paradosso del plancton: si vedano i lavori di Boxshall (1981), per una rassegna, e di Agard *et al.* (1996) per una recente applicazione di un modello di "equilibrio dinamico". Anche nel campo della biologia della pesca si sa da tempo che il "disturbo intermedio" (per usare la terminologia connelliana) causato da una moderata attività di pesca garantisce una maggior diversità ittica. Infatti, già D'Ancona (1926), analizzando gli effetti della forzata inattività di pesca in occasione del primo conflitto mondiale, concludeva che «... deve esistere un optimum di intensità della pesca. Pescando di meno si favoriscono le specie più voraci a scapito delle altre ... pescando di più

si fanno diminuire tutte le specie e si tende sempre più a uno spopolamento del mare».

È illustrativo il paragone tra la successione ed il gioco del Monopoli. Il finale atteso di questo gioco non è l'armonica convivenza tra tutti i giocatori, ognuno nella sua nicchia specializzata: chi con le case e chi con gli alberghi nelle varie vie e piazze di Monopolis, chi con la società elettrica o del gas, chi con i trasporti e così via.

Nel corso della partita tende invece ad emergere un competitore superiore che escluderà gli altri concorrenti. Sono i cartoncini degli imprevisti e delle probabilità che permettono di mantenere vivo il gioco: ne sono quindi, in un certo senso, la quintessenza.

Il problema della capacità predittiva

Il paradigma successionale vuole essere ed è fortemente predittivo. Da uno stato A, pioniero, la comunità giungerà ad uno stato B, climacico. Un'eventuale perturbazione – sempre vista come una sorta di "accidente", un'eccezione – riporterà la comunità indietro nella successione, verso lo stato A. Ma quando la perturbazione verrà meno, la comunità tenderà nuovamente allo stato B. Se però si giunge a stati differenti da B, ecco che si comincia a parlare di proclimax, subclimax, disclimax, preclimax e postclimax (Clements, 1936). Questa proliferazione di terminologie complicate per definire tutto ed accogliere ogni eventualità, fa sì che la teoria clementsoniana appaia come una legge universale che prevede che qualcosa accada ... ogniqualvolta ci siano le condizioni perché accada (McIntosh, 1985), con buona pace del signor De La Palice.

Gray (1981) ritiene che gli stadi iniziali della successione nel benthos marino siano prevedibili, quelli successivi no: il che è un po' il contrario di quanto ci si aspetterebbe in un processo che tende ad uno stato di equilibrio. Herman e Heip (1986) analizzano criticamente la prevedibilità di popolazioni e comunità nel caso particolare del meiobenthos.

Probabilmente è difficile accettare che le comunità semplicemente cambiano, non tendono né fluttuano attorno all'equilibrio (Bianchi, 1997). Come le specie, anche le comunità e gli ecosistemi evolvono (Cody e Diamond, 1975; Lamotte e Blandin, 1985; Sarà, 1985; Futuyma, 1986). Concetti quali stabilità ed equilibrio sono rassicuranti per la mente umana, costantemente alla ricerca di un "centro di gravità permanente" (Battiato, 1981), ed è pertanto difficile rinunciarvi. In realtà, la storia dell'evoluzione ci insegna che la capacità di adattarsi al cambiamento è la chiave del successo dei sistemi viventi (Lewin, 1986b; Jablonski e Sepkoski, 1996).

Il disturbo non è un evento raro ed accidentale ma un processo naturale che avviene a diverse scale temporali e spaziali (Sousa, 1984; Pickett *et al.*, 1989). La variabilità, la flessibilità, la biodiversità in tutte le sue accezioni, sono le strategie che gli ecosistemi adottano per affrontare il cambiamento (Bianchi, 1996; Boero, 1996). Inquadrare tali strategie in schemi rigidi è uno sforzo intellettuale improduttivo.

Margalef (1968) ha equiparato la successione in ecologia all'evoluzione in biologia generale, arrivando a sostenere che la successione è la "culla" dell'evoluzione (Margalef, 1997): successione ed evoluzione portano entrambe a forme di organizzazione che tendono a resistere alle fluttuazioni ambientali o ad esser-

ne indifferenti (Margalef, 1982). Il cambiamento, l'evoluzione, ed anche la successione sono fenomeni storici, che scorrono lungo l'asse irreversibile del tempo (Anderson, 1986; Colinvaux, 1993; Boero, 1995).

La storia non si prevede. Questa fine di millennio ci sta mostrando che il tentativo di applicare schemi rigidi alla storia propugnato dal pensiero marxiano ha fallito, così come stanno crollando tutti i presupposti dell'ecologia dell'equilibrio. Come tutte le attività intellettuali umane, anche l'ecologia è figlia del suo tempo. Il parallelismo tra teorie ecologiche ed altri campi del pensiero umano è già stato sottolineato da Bianchi (1991) a proposito del concetto di biocenosi, la cui visione originale – quasi una sorta di entità superiore cui ogni popolamento reale tende – si lega bene con la cultura idealistica tedesca, cui Möbius (1877) non poteva certo essere estraneo. E non a caso tale concetto trovò il suo principale sviluppo successivo nella scuola ecologica francese: secondo Dingler (1979), infatti, è in Francia che l'idealismo tedesco è stato maggiormente tenuto vivo nel corso di questo secolo. Al contrario, la negazione dell'esistenza della biocenosi trovò un terreno fecondo nella cultura anglosassone, pervasa del tradizionale empirismo inglese (Russell, 1967). Analoghe osservazioni si possono fare anche prendendo in considerazione le scienze socioeconomiche (Bianchi, 1991): la teoria comunitaria nasce nella seconda metà del secolo scorso in Europa, in particolare in Germania, vale a dire proprio negli anni e nei luoghi in cui si forma l'idea comunista (il "Manifesto" è del 1849, e la prima parte de "Il Capitale" è pubblicata nel 1867); viceversa la teoria individualista si sviluppa negli Stati Uniti nel periodo in cui il liberalismo economico raggiunge il suo apogeo (il crollo di Wall Street è del 1929!). L'affinità tra ecologia ed economia è sottolineata da diversi autori (Rapport, 1986; Pillet e Odum, 1987; Faber e Proops, 1993).

Le previsioni delle scienze storiche e socioeconomiche, e quindi anche quelle dell'ecologia, sono necessariamente vaghe ed imprecise (*weak predictions*: Peters, 1991). E sono tutt'al più applicabili solo sul breve termine, come quelle della meteorologia (più che *weak* dovremmo forse definirle ... *week predictions*?).

Determinismo, probabilità e caos

Il modello di successione di Clements (1916) e di Odum (1969) è di tipo deterministico (Fig. 2a). La struttura della comunità (p. e., la diversità) tende ad uno stesso equilibrio, pur partendo da punti iniziali differenti (si veda la Fig. 23-11 in Margalef, 1982). I risultati di esperimenti sulla successione nel benthos marino hanno contraddetto questo assunto, come nel caso dei già citati *multiple stable points* di Sutherland (1974). La tendenza a crescere della diversità prevista dal modello di Odum (1969), è stata negata da numerosi autori (Wolff *et al.*, 1977; Bianchi, 1979; Arntz e Rumohr, 1982; Bianchi e Zurlini, 1985). Il modello di Hugues (1984), semplicemente basato sulla dinamica delle popolazioni e sulla competizione tra le specie, si è dimostrato capace di simulare le successioni osservate da Osman (1977) e da Ayling (1981) in comunità marine di fondo duro. Niell (1981) trova analogie tra la successione nel benthos di fondo roccioso ed i modelli di dissipazione energetica dei sistemi fisici capaci di autorganizzazione, descritti dalla termodinamica dei processi irreversibili (Prigogine, 1968). Anche Emig (1985) definisce gli ecosistemi come strutture dissipatrici che si mantengono lontane dal punto critico d'equilibrio (cioè dal climax).

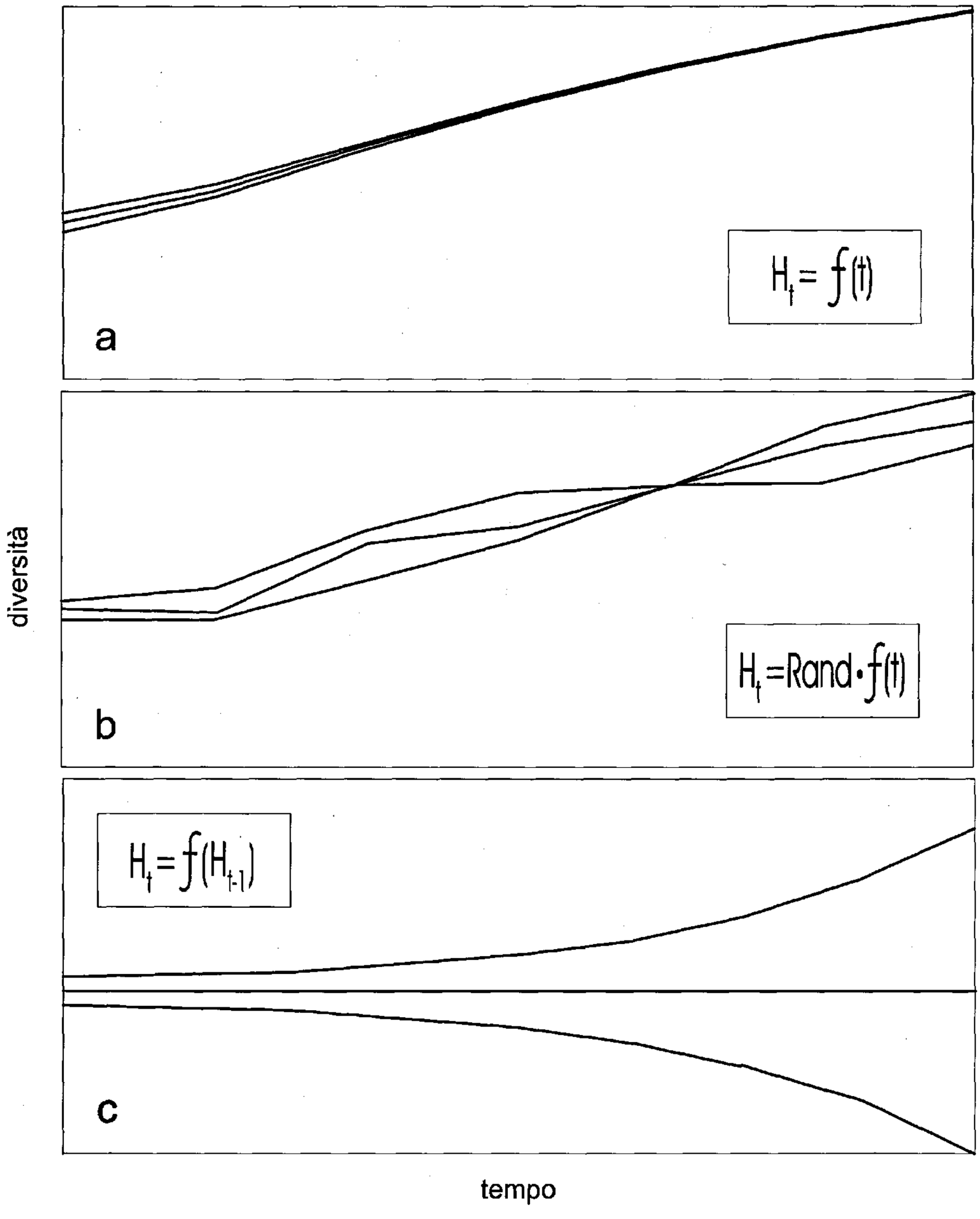


Fig. 2 - Rappresentazione schematica di un modello puramente deterministico (**a**), stocastico (**b**) o caotico (**c**). Nel primo caso, piccole differenze nelle condizioni iniziali hanno poca o nessuna influenza sul lungo periodo; nel secondo caso, fluttuazioni randomiche alterano l'andamento, ma la tendenza può comunque rimanere riconoscibile; nel terzo caso, piccole differenze iniziali possono comportare risultati finali molto diversi.

A schematic representation of a pure deterministic (a), stochastic (b) or chaotic (c) model. In the first case, small differences in initial conditions have little or no influence in the long term; in the second case, random fluctuations alter the underlying trend, but this may remain recognisable; in the third case, small initial differences may lead to very different results in the long term.

Il pieno riconoscimento delle irregolarità e dell'alto grado d'indeterminazione insite nei sistemi biologici (Margalef, 1985) ha portato alla concezione di un modello probabilistico della successione: variabilità stocastica, ma ciononostante presenza di un certo trend (Fig. 2b). Margalef (1980) considera i sistemi ecologici quasi come perennemente in bilico tra la termodinamica, paradigma del determinismo, ed il gioco, paradigma della probabilità. Non è forse come aver portato in ecologia il "caso e la necessità" di Monod (1970)? Sale (1977, 1978) ha descritto la successione delle comunità d'ittiofauna delle scogliere coralline come una lotteria, mitigata in lotteria fissa (in quanto non tutte le interazioni sono ugualmente probabili) da Greene e Schoener (1982) nel caso del fouling.

La lettura della Genesi ci insegna che in principio era il caos. Ma anche l'ecologia di oggi guarda con interesse ai modelli caotici (Pool, 1989; Hastings *et al.*, 1993), deterministici negli assunti ma fortemente dipendenti dallo stato iniziale (Fig. 2c): piccoli scostamenti iniziali, spesso impercettibili, determinano esiti molto diversi (Shaffer, 1985; Ibanez, 1986). Nandakumar (1996) costata che il risultato della successione nel fouling dipende massimamente dalle primissime fasi. Alcuni autori hanno assimilato la successione ad un processo markoviano, caratterizzato dal fatto di dipendere dalla storia pregressa del sistema (Usher, 1987; Putman, 1994; Samuels e Drake, 1997). Modelli caotici sono stati recentemente utilizzati per descrivere alcune successioni planctoniche (Sugihara e May, 1990; Ascioti *et al.*, 1993).

Stocasticità ed imprevedibilità dell'ecologia non ci permettono l'uso degli enunciati universali, tipici delle scienze esatte. Sono gli enunciati cari a Popper (1972), falsificabili e non verificabili. In un'ottica popperiana, il concetto clementsoniano di successione va formulato: "Tutte le successioni avvengono per facilitazione". È ovvio che per quanti casi di facilitazione si osservino, basterà un solo caso contrario a falsificare ineluttabilmente l'enunciato.

Mayr (1961) ha introdotto in biologia il principio di causalità multipla, che evidenzia l'inadeguatezza di paradigmi mutualmente esclusivi. La teoria ecologica deve sapersi servire anche del principio di verificazione propugnato dal neopositivismo logico (Barone, 1977). Gli enunciati esistenziali, verificabili ma non falsificabili, non escludono la validità di altri enunciati sullo stesso argomento. Kuhn (1978), afferma che verificazione e falsificazione appartengono entrambe al dominio della scienza. Il precedente enunciato universale sulla successione si può trasformare nel seguente enunciato esistenziale: "Esistono successioni che avvengono per facilitazione". Anche un solo caso di facilitazione basterà a confermare l'enunciato, ma osservare casi di inibizione o di tolleranza non lo falsificherà. Facilitazione, inibizione e tolleranza possono coesistere nelle successioni del benthos (Dean e Hurd, 1980; Zajac e Whitlatch, 1985); oppure, possono caratterizzare fasi diverse della successione (Farrell, 1991).

Considerazioni conclusive

Nello studio della dinamica dei sistemi ecologici è più importante individuare modalità e comprendere processi (Kikkawa e Anderson, 1986), piuttosto che azzardare previsioni inevitabilmente deboli (le famose *weak predictions*). E' opportuno chiarire cosa deve essere inteso per "previsione". Nel pensiero contemporaneo, si ritiene che la scienza debba essere predittiva: si veda Hüssner (1994), per una discussione critica su questo tema. Ma un conto è prevedere il

valore di una variabile sulla base di una provata correlazione con un'altra variabile (p. e., data la lunghezza standard di un esemplare di una determinata specie ittica è possibile prevederne la classe d'età) oppure in un contesto ben definito (p. e., in un certo settore marino ed in un certo momento stagionale è possibile prevedere il valore della salinità delle acque di superficie). Ben diverso è pretendere di prevedere il comportamento di una variabile nel tempo, cioè – in fin dei conti – prevedere il futuro.

Se è vero che l'ecologia è prima di tutto una scienza storica (Pianka, 1994), l'ecologo deve dotarsi dei metodi d'indagine dello storico: proprio il confronto con i risultati della ricerca storica mostra, secondo Feyerabend (1981), che non esiste *un* metodo scientifico. Lo storico descrive ed interpreta gli accadimenti del passato, ne trova le cause, a volte individua delle regolarità ricorrenti (Boero, 1995). È quindi indispensabile che la ricerca in biologia marina rivolga la sua attenzione a serie storiche, le più lunghe possibili (Southward, 1995; Wiens, 1997).

Su queste, a ritroso, potranno anche essere applicati modelli che se non avranno valore predittivo permetteranno però di capire il comportamento degli ecosistemi. Levin (1992) sostiene che la chiave per prevedere sta nel comprendere i meccanismi che sottostanno alle modalità osservabili: e per comprendere è necessario indagare su più scale spazio-temporali, in quanto i meccanismi operano tipicamente a scale differenti da quelle alle quali si osservano gli effetti.

Peters (1991) ha osservato che l'ecologia è in una fase di crisi, nella quale egli vede però il crogiolo in cui si sta forgiando una nuova visione concettuale. In questa fase critica, è indispensabile evitare schemi rigidi ed imparare a ragionare in un'ottica di cambiamento piuttosto che di equilibrio (Forey, 1981; Giller, 1984; Margalef, 1991, 1992). L'ecologia emergente va probabilmente intesa come "ecologia del cambiamento".

L'ecologia del cambiamento non si propone di fare previsioni per il futuro, ma piuttosto concentra i propri sforzi sull'individuazione delle variabili di interesse e sulla comprensione delle relazioni che esse hanno con altre variabili magari più facili da misurare, così da prevedere le prime da queste ultime. Per esempio, la biomassa può essere stimata a partire dal peso umido, misura meno laboriosa (Palmerini e Bianchi, 1994); addirittura, molte funzioni vitali sono prevedibili dalla semplice taglia dell'organismo (Peters, 1983).

Comprendere appieno il significato della biodiversità, la logica della causalità multipla (Pianka, 1987) ed altri aspetti della complessità dell'ecologia – la più complessa di tutte le scienze della natura – diventa oggi urgente. Siamo ora in grado di accorgerci che il clima cambia a scala planetaria e che l'attività antropica dà un contributo enorme al cambiamento globale (Graham, 1995). Giaccone e Di Martino (1997) analizzano in quest'ottica l'attuale situazione ambientale del Mar Mediterraneo. L'ecologia del cambiamento può ovviamente svolgere un ruolo importante nella comprensione dei fenomeni in gioco, e può essere di aiuto nella gestione dei problemi ambientali.

L'ecologia dell'equilibrio vedeva l'impatto dell'uomo sulla natura come un pericolo per quest'ultima, originando quell'idea della necessità di intervenire "prima che la Natura muoia" (Dorst, 1969; Torchio, 1970) che tuttora caratterizza gran parte del movimento ambientalista e di quella branca disciplinare nota come biologia della conservazione (*conservation biology*). La visione che ne deriva porta a concepire la protezione ambientale come pura conservazione dell'esistente allo

stato attuale o addirittura come un ritorno dell'esistente a condizioni del passato. Questa attitudine fa considerare negativo ogni cambiamento a causa della mancanza della prospettiva storica dell'ecologia: il destino di ogni specie e di ogni comunità è l'estinzione, anche se ovviamente il sapere che uno è destinato a morire non è un buon motivo per non curarlo (Boero, 1995).

In realtà, i grandi cambiamenti che l'uomo compie sugli ecosistemi marini e sull'intera biosfera sono un pericolo per l'umanità stessa, non per la Natura (Sacchi, 1991): lo sfruttamento eccessivo delle risorse naturali, la deforestazione, il buco nell'ozono, l'inquinamento dei mari porteranno all'estinzione di molte specie, ma altre evolveranno adatte alle nuove condizioni ambientali.

Non resisteremo pertanto alla tentazione di concludere questo scritto con una previsione finale: come ogni altra specie biologica, l'uomo prima o poi scomparirà; forse l'umanità stessa sta accelerando questo processo. Anche questa, ovviamente, è una *weak prediction*: ma, tanto, nessuno potrà smentirla, visto che – come già cantavano i Nomadi (1967) negli anni dell'ecologia dell'equilibrio – quel giorno "noi non ci saremo".

Summary

The concept of succession is a milestone of ecology and has had a great heuristic role, promoting much though on ecosystem structure and dynamics. In its "classic" acceptation, the idea of ecological succession assumes that biological communities tend intrinsically toward a state of equilibrium (the *climax*) through a gradual and predictable sequence of different stages (or *seres*).

Although initially developed for terrestrial vegetation, the successional paradigm has been soon applied to the marine environment and especially to the benthos, probably because of its greater analogy with terrestrial phytocoenoses. Benthic experiments dealing with colonisation (*e. g.*, fouling studies) or re-colonisation (*e. g.*, of denuded rocks or defaunated sediments) have animated a lively debate on mechanisms and pattern of succession.

Since the second half of the 70s, the whole ecological science entered a phase of crisis, from which a novel approach to ecological theory is rising. This "new ecology" (which is not so new, being profoundly rooted in the Darwinian though) contrasts with the "older" equilibrium ecology, in that it denies the value of predictive, purely deterministic paradigms in favour of evolutionary and historical approaches (using stochastic and chaotic models). History cannot be predicted, just learnt to understand patterns and processes.

The concepts of succession, climax and stability (and even the idea itself of biocoenosis) are nowadays seen in the frame of ecosystem mosaics and alternative states, at different spatial and temporal scales (landscape ecology).

Marine biology research gave major contributes to the building of the new ecology, providing insight on such topics as alternative successional mechanisms, competition patterns, the intermediate disturbance hypothesis, patch dynamics, supply side ecology, benthic-pelagic coupling, etc.

In recent years, the evidence of climatic variability and global change led ecologists to the understanding that change is connatural to ecological systems – as paleoecology and the history of evolution have been showing since ever. Equilibrium is broken forever, and the new ecology might be adequately defined

as the ecology of change. The analysis of long-term data series is seen as the only approach able to improve our comprehension of ecosystem change.

Ringraziamenti

Ci è gradito dovere ringraziare l'organizzazione del Congresso della Società Italiana di Biologia Marina per l'invito a presentare questa relazione introduttiva. Ringraziamo in particolare Cristina Gambi, per aver indicato questo tema e questi autori, e Giovanni Marano, per la squisita ospitalità nella bella città di Trani. La proficua discussione con Silvano Riggio ci ha portato a chiarire meglio le nostre idee sulle capacità predittive dell'ecologia. Denise Bellan-Santini e Giuseppe Giaccone ci hanno dato apprezzati suggerimenti. Lo studio del cambiamento negli ecosistemi marini è argomento del programma nazionale di ricerca SINAPSI (Seasonal, INterannual and decAdal variability of the atmosPhere, oceanS and related marIne ecosystems).

Bibliografia

ACOT P. (1988) - *Histoire de l'écologie*. Presses Universitaires de France, Paris.

AGARD J. B. R., HUBBARD R. H., GRIFFITH J. K. (1996) - The relation between productivity, disturbance and the biodiversity of Caribbean phytoplankton: applicability of Huston's dynamic equilibrium model. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **202**: 1-17.

ANDERSON D. J. (1986) - Ecological succession. In: J. Kikkawa, D. J. Anderson (eds) (1986), *Community ecology: pattern and process*. Blackwell Scientific Publications, Melbourne: 269-285.

ARNTZ W. E., RUMOHR H. (1982) - An experimental study of macrobenthic colonization and succession, and the importance of seasonal variation in temperate latitudes. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **64**: 17-45.

ARONSON R. B., PRECHT W. F. (1995) - Landscape patterns of reef coral diversity: a test of the intermediate disturbance hypothesis. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **192**: 1-14.

ASCIOTI F. A., BELTRAMI E., CARROLL O., WIRICK C. (1993) - Is there chaos in plankton dynamics? *J. Plankton Res.*, **15** (6): 603-617.

AYLING A. M. (1981) - The role of biological disturbance in temperate subtidal encrusting communities. *Ecology*, **62**: 830-847.

BARNES H., BARNES M. (1977) - The importance of being a 'littoral' nauplius. In: B. F. Keegan, P. O' Ceidigh, P. J. S. Boaden (eds), *Biology of benthic organisms*. Pergamon Press, Oxford: 45-56.

BARONE F. (1977) - *Il neopositivismo logico*. Laterza, Bari.

BATTIATO F. (1981) - Centro di gravità permanente (Battiato). Emi Italiana SpA.

BEGON M., HARPER J. L., TOWNSEND C. R. (1996) - *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell, Oxford (3rd edition).

BIANCHI C. N. (1979) - Note préliminaire sur les Polychètes Serpuloidea (Annélides) de substrats artificiels immergés dans le golfe de Gênes. *Atti Soc. toscana Sci. nat., Mem.*, ser. B, **86** suppl.: 316-319.

BIANCHI C. N. (1991) - Elementi di bionomia bentica. In: M. Abbiati (ed.), *Lezioni del corso formativo per ricercatore scientifico subacqueo*. International School for Scientific Diving, Pisa: 39-65.

BIANCHI C. N. (1996) - The state of marine biodiversity. In: P. Carrabba, L. M. Padovani, F. Mauro (eds), *International symposium on Mediterranean biodiversity*. Ministero dell'Ambiente - ENEA, Roma: 51-61.

BIANCHI C. N. (1997) - Climate change and biological response in the marine benthos. In: M. Piccazzo (ed.), *Atti del 12° Congresso dell'Associazione italiana di Oceanologia e Limnologia*. AIOL, Genova, **1**: 3-20.

BIANCHI C. N., CINELLI F., MORRI C. (1996) - La carta bionomica dei mari toscani: introduzione, criteri informativi e note esplicative. *Atti Soc. toscana Sci. nat., Mem.*, ser. A, **102** suppl. (1995): 255-270.

BIANCHI C. N., ZURLINI G. (1985) - Applicazione di tecniche di analisi multivariata agli spettri di diversità per lo studio della dinamica strutturale di ecosistemi marini. *SItE Atti*, **5**: 69-73.

BOERO F. (1994) - Fluctuations and variations in coastal marine environments. *PSZN I: Mar. Ecol.*, **15** (1): 3-25.

BOERO F. (1995) - L'ecologia come chiave di lettura dell'evoluzione. *Quad. Staz. Ecol. civ. Mus. St. nat. Ferrara*, **9**: 329-333.

BOERO F. (1996) - Episodic events: their relevance to ecology and evolution. *PSZN I: Mar. Ecol.*, **17** (1-3): 237-250.

BOERO F., BELMONTE G., FANELLI G., PIRAINO S., RUBINO F. (1996b) - The continuity of living matter and the discontinuities of its constituents: do plankton and benthos exist? *Trends Ecol. Evol.*, **11** (4): 177-180.

BOERO F., DELLA CROCE N., GERACI S. (1996a) - The ecology of marine resting stages: a new perspective in marine science. In: G. Albertelli, A. De Maio, M. Piccazzo (eds), *Atti dell'11° Congresso dell'Associazione italiana di Oceanologia e Limnologia*. AIOL, Genova: 405-409.

BOERO F., FANELLI G., GERACI S. (1993) - Desertificazione e ricolonizzazione in ambiente costiero: un modello di sviluppo di biocenosi. *Mem. Soc. tic. Sci. nat.*, **4**: 219-228.

BOUDOURESQUE C. F. (1973) - Étude in situ de la réinstallation d'un peuplement sciaphile de mode battu après sa destruction expérimentale, en Méditerranée. *Helgoländer wiss. Meersunter.*, **24**: 202-218.

BOURCIER M. (1985) - Régression des herbiers à *Posidonia oceanica*, à l'est de Marseille, sous l'action conjuguée des activitées humaines et des modifications climatiques. In: C. F. Boudouresque, A. Meinesz, E. Fresi, V. Gravez (eds), *International Workshop on Posidonia beds*. GIS Posidonie, Marseille, **2**: 287-292.

BOXSHALL G. A. (1981) - Community structure and resource partitioning: the plankton. In: P. L. Forey (ed.), *Chance, change and challenge. The evolving biosphere*. British Museum (Natural History), Cambrige University Press: 143-156.

BUCHANAN J. B. (1993) - Evidence of benthic-pelagic coupling at a station off the Northumberland coast. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **172**: 1-10.

BUSS L. W., JACKSON J. B. C. (1979) - Competitive networks: nontransitive competitive relationships in cryptic coral reef environments. *Am. Nat.*, **113** (2): 223-234.

CABIOCH L., GLEMAREC M., SAMAIN J. F. (eds) (1983) - *Fluctuation et succession dans les écosystèmes marins / Fluctuation and succession in marine ecosystems*. Gauthier-Villars, Paris (Oceanologica acta, volume spécial).

CATALETTO B., FEOLI E., FONDA UMANI S., SUN C. G. (1995) - Eleven years of time-series analysis on the net-zooplankton community in the Gulf of Trieste. *ICES J. mar. Sci.*, **52**: 669-678.

CLEMENTS F. E. (1916) - *Plant succession*. Carnegie Institute, Washington DC (Publication no. 242).

CLEMENTS F. E. (1936) - Nature and structure of the climax. *J. Ecol.*, **24**: 252-284.

COCITO S., BIANCHI C. N., DEGL'INNOCENTI F., FORTI S., MORRI C., SGORBINI S., ZATTERA A. (1991) - Esempio di utilizzo di descrittori ambientali nell'analisi ecologica del paesaggio sommerso marino costiero. In: A. Farina (ed.), *L'ecologia dell'eterogeneità*. Edizioni Zara, Parma (*SItE Atti*, **13**): 65-68.

CODY M. L., DIAMOND J. M. (eds) (1975) - *Ecology and evolution of communities*. Belknap Press, Harvard University, Cambridge.

COLINVAUX P. (1993) - *Ecology*. J. Wiley & Sons, New York (2nd edition).

CONNELL J. H. (1961) - The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. *Ecology*, **42**: 710-723.

CONNELL J. H. (1976) - Competitive interactions and the species diversity of corals. In: G. O. Mackie (ed.), *Coelenterate ecology and behaviour*. Plenum Press, New York: 51-58.
CONNELL J. H. (1978) - Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, **199**: 1302-1310.
CONNELL J. H. (1980) - Diversity and the coevolution of competitors, or the ghost of competition past. *Oikos*, **35**: 131-138.
CONNELL J. H. (1987) - Change and persistence in some marine communities. In: A. J. Gray, M. J. Crawley, P. J. Edwards (eds), *Colonization, succession and stability*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 339-352.
CONNELL J. H., SLAYTER R. O. (1977) - Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.*, **111**: 1119-1144.
D'ANCONA U. (1926) - Dell'influenza della stasi peschereccia 1914-18 sul patrimonio ittico dell'Alto Adriatico. *Mem. R. Comit. talassogr. ital.*, **126**: 1-91.
DAYTON P. K. (1971) - Competition, disturbance, and community organization: the provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecol. Monogr.*, **41** (4): 351-389.
DAYTON P. K. (1992) - Community landscape: scale and stability in hard bottom marine communities. In: P. S. Giller, A. G. Hildrew, D. G. Raffaelli (eds), *Aquatic ecology: scale, pattern and process*. Blackwell, Oxford: 289-332.
DEAN T. A., HURD L. E. (1980) - Development in an estuarine fouling community: the influence of early colonists on later arrivals. *Oecologia*, **46**: 295-301.
DIAZ-CASTANEDA V. (1987) - Recolonisation benthique d'un sédiment dans des enceintes expérimentales replacées dans le milieu natural (étage infralittoral d'une baie méditerranéenne, Toulon, France). *Cah. Biol. mar.*. **28**: 551-566.
DINGLER H. (1979) - *Storia filosofica della scienza*. Longanesi & C., Milano.
DORST J. (1969) - *Prima che la Natura muoia*. Labor, Milano.
DRURY W. H., NISBET I. C. T. (1973) - Succession. *The Arnold Arbor. J.*, **54** (3): 331-368.
EMIG C. C. (1985) - Relations entre l'espèce, structure dissipatrice biologique, et l'écosystème, structure dissipatrice écologique. Contribution à la théorie de l'évolution des systèmes non-en équilibre. *C. R. Acad. Sci. Paris*, **300**, Sér. III (8): 323-326.
FABER M., PROOPS J. (1993) - *Evolution, time, production and the environment*. Springer-Verlag, Berlin.
FARINA A. (1998) - *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall, London.
FARRELL T. M. (1991) - Models and mechanisms of succession: an example from a rocky intertidal community. *Ecol. Monogr.*, **61** (1): 95-113.
FEYERABEND P. K. (1981) - *Contro il metodo*. Feltrinelli, Milano.
FONDA UMANI S. (1992) - Successioni fitoplanctoniche, micro e mesozooplanctoniche nell'Alto Adriatico. *SItE Atti*, **15**: 221-248.
FONDA UMANI S., SUN C. Y., FEOLI E., CATALETTO B., CABRINI M., MILANI L. (1995) - Is it possible to identify any plankton succession in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea)? In: A. Eleftheriou, A. Ansell, C. Smith, *Biology and ecology of shallow coastal waters*. Olsen & Olsen, Fredensborg: 59-65.
FOREY P. L. (ed.) (1981) - *Chance, change and challenge. The evolving biosphere*. British Museum (Natural History). Cambrige University Press.
FORMAN R. T. T., GODRON M. (1986) - *Landscape ecology*. J. Wiley & Sons, New York.
FOSTER M. S., SOUSA W. P. (1985) - Succession. In: M. M. Littler, D. S. Littler (eds), *Handbook of phycological methods. Ecological field methods: macroalgae*. Cambridge University Press: 269-290.
FRID C. L. J. (1989) - The role of recolonization processes in benthic communities, with special reference to the interpretation of predator-induced effects. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **126**: 163-171.
FUTUYMA D. J. (1986) - Evolution and coevolution in communities. In: D. M. Raup, D. Jablonski (eds), *Patterns and processes in the history of life*. Springer-Verlag, Berlin: 369-381.
GIACCONE G., DI MARTINO V. (1997) - Syntaxonomic relationships of the Mediterranean phytobenthos assemblages: paleoclimatic bases and evolutive tendencies. *Lagascalia*, **19** (1-2): 129-144.

GIANGRANDE A., GERACI S., BELMONTE G. (1994) - Life-cycle and life-history diversity in marine invertebrates and the implications in community dynamics. *Oceanogr. mar. Biol. ann. Rev.*, **32**: 305-333.
GILLER P. S. (1984) - *Community structure and the niche*. Chapman & Hall, London.
GOLLEY F. B. (ed.) (1977) - *Ecological succession*. Dowden, Hutchinson & Ross, Stroudsburg (Benchmark papers in ecology 5).
GRAF G. (1989) - Benthic-pelagic coupling in a deep sea benthic community. *Nature*, **341**: 437-439.
GRAHAM N. E. (1995) - Simulation of recent global temperature trends. *Science*, **267**: 666-671.
GRAY J. S. (1981) - *The ecology of marine sediments*. Cambridge University Press.
GREENE C. H., SCHOENER A. (1982) - Succession on marine hard substrata: a fixed lottery. *Oceanologia*, **55**: 289-297.
HARDIN G. (1960) - The competitive exclusion principle. *Science*, **131**: 1292-1297.
HASTINGS A., HOM C. L., ELLNER S., TURCHIN P., GODFRAY H. C. J. (1993) - Chaos in ecology: is mother nature a strange attractor? *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **24**: 1-34.
HERMAN P. M. J., HEIP C. (1986) - The predictability of biological populations and communities: an example from the meiobenthos. *Hydrobiologia*, 142: 281-290.
HUGUES R. G. (1984) - A model of the structure and dynamics of benthic marine invertebrate communities. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **15**: 1-11.
HÜSSNER H. (1994) - Reefs, an elementary principle with many complex realizations. *Beringeria*, **11**: 3-99.
HUTCHINSON G. E. (1961) - The paradox of the plankton. *Am. Nat.*, **95**: 137-146.
IBANEZ F. (1986) - Le déterminisme du chaos. *J. Rech. océanogr.*, **11** (2): 66-69.
JABLONSKI D., SEPKOSKI J. J. Jr. (1996) - Paleobiology, community ecology, and scales of ecological pattern. *Ecology*, **77** (5): 1367-1378.
JACKSON J. B. C. (1994) - Constancy and change of life in the sea. *Phil. Trans. R. Soc. London*, B, **344**: 55-60.
JACKSON J. B. C., BUSS L. (1975) - Allelopathy and spatial competition among coral reef invertebrates. *Proc. nat. Acad. Sci. USA*, **72**: 5160-5163.
KERSHAW K. A., LOONEY J. H. H. (1985) - *Quantitative and dynamic plant ecology*. Edward Arnold, London (Third edition).
KIKKAWA J., ANDERSON D. J. (eds) (1986) - *Community ecology: pattern and process*. Blackwell Scientific Publications, Melbourne.
KUHN T. S. (1978) - *La struttura delle rivoluzioni scientifiche*. Einaudi, Torino.
LAMOTTE M., BLANDIN P. (1985) - La transformation des écosystèmes cadre et moteur de l'évolution des espèces. In: L. Bullini, M. Ferraguti, F. Mondella, A. Oliverio (eds), *La vita e la sua storia. Stato e prospettive degli studi di genetica*. Scientia, Milano: 161-190.
LANG J., CHORNESKY E. A. (1990) - Competition between scleractinian reef corals: a review of mechanisms and effects. In: Z. Dubinsky (ed.), *Coral reefs*. Elsevier, Amsterdam: 209-252.
LEGENDRE P., DALLOT S., LEGENDRE L. (1985) - Succession of species within a community: chronological clustering, with application to marine and freshwater zooplankton. *Am. Nat.*, **125** (2): 257-288.
LEVIN S. A. (1992) - The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, **73** (6): 1943-1967.
LEWIN R. (1986a) - Supply-side ecology. *Science*, **234**: 25-27.
LEWIN R. (1986b) - In ecology, change brings stability. *Science*, **234**: 1071-1073.
LICUANAN W. Y., BAKUS G. J. (1993) - Coral spatial distributions: the ghost of competition past roused? In: R. H. Richmon (ed.), *Proceedings of the 7th international coral reef symposium*. University of Guam Press, Mangilao, **1**: 545-549.
LICUANAN W. Y., GOMEZ E. D. (1988) - Coral reefs of the northwestern Philippines: a physiognomic-structural approach. In: J. H. Choat, D. Barnes, M. A. Borowitza, J. C. Coll, P. J. Davies, P. Flood, B. G. Hatcher, D. Hopley, P. A. Hutchings, D. Kinsey, G. R. Orme,

M. Pichon, P. F. Sale, P. Sammarco, C. C. Wallace (eds), *Proceedings of the 6th international coral reef symposium*. 6th ICRS Executive Committee, Townsville, **3**: 275-280.

LINCOLN R. J., BOXSHALL G. A., CLARK P. F. (1988) - *A dictionary of ecology, evolution and systematics*. Cambridge University Press.

LITTLE C., KITCHING J. A. (1996) - *The biology of rocky shores*. Oxford University Press (Biology of habitats).

LOO L. O., ROSEMBERG R. (1989) - Bivalve suspension-feeding dynamics and benthic-pelagic coupling in an eutrophicated marine bay. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **130**: 253-276.

MADIN L. P., BOLLENS S. M., HORGAN E., BUTLER M., RUNGE J., SULLIVAN B. K., KLEIN-MACPHEE G., DURBIN E., DURBIN A. G., VAN KEUREN D., PLOURDE S., BUCKLIN A., CLARKE E. (1996) - Voracious planktonic hydroids: unexpected predatory impact on a coastal marine ecosystem. *Deep-Sea Res. II*, **43** (7-8): 1823-1829.

MARGALEF R. (1958) - Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. In: A. Buzzati-Traverso (ed.), *Perspectives in marine biology*. University of California Press, Berkeley: 323-349.

MARGALEF R. (1968) - *Perspectives in ecological theory*. University of Chicago Press.

MARGALEF R. (1980) - *La biosfera entre la termodinámica y el juego*. Omega, Barcelona.

MARGALEF R. (1982) - *Ecología*. Omega, Barcelona (cuarta reimpresión).

MARGALEF R. (1985) - Ecosistemi come sistemi fisici, energia esosomatica, verso una nuova generazione di modelli e complessità. *SItE Atti*, **5** (1): 55-58.

MARGALEF R. (1991) - Individuation of structure in ecology. In: G. Lanzavecchia, R. Valvassori (eds), *Form and function in zoology*. Mucchi, Modena (Collana UZI Selected symposia and monographs 5): 325-334.

MARGALEF R. (1992) - Population dynamics converges with succession theory. In: G. Colombo, I. Ferrari, V. U. Ceccherelli, R. Rossi (eds), *Marine eutrophication and population dynamics*. Olsen & Olsen, Fredensborg: 135-141.

MARGALEF R. (1997) - *Our biosphere*. Oldendorfe, Luhe (Excellence in ecology 10).

MAYR E. (1961) - Cause and effect in biology. *Science*, **134**: 1501-1506.

MCCOOK L. J., CHAPMAN A. R. O. (1991) - Community succession following massive ice-scour on an exposed rocky shore: effects of *Fucus* canopy algae and of mussels during late succession. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **154**: 137-169.

MCCOOK L. J., CHAPMAN A. R. O. (1993) - Community succession following massive ice-scour on an exposed rocky shore: recruitment, competition and predation during early, primary succession. *Mar. Biol.*, **115**: 565-575.

MCINTOSH R. P. (1985) - *The background of ecology. Concept and theory*. Cambridge University Press (Studies in Ecology).

MILES J. (1987) - Vegetation succession: past and present perceptions. In: A. J. Gray, M. J. Crawley, P. J. Edwards (eds), *Colonization, succession and stability*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 1-29.

MÖBIUS K. (1877) - *Die Auster und die Austernwirtschaft*. Wiegandt, Hempel und Pary, Berlin.

MONOD J. (1970) - *Le hasard et la nécessité. Essai sur la philosophie naturelle de la biologie moderne*. Éditions du Seuil, Paris (Collection Points 43).

NANDAKUMAR K. (1996) - Importance of timing of panel exposure on the competitive outcome and succession of sessile organisms. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **131**: 191-203.

NIELL F. X. (1981) - Estructuras disipativas en la organización de los sistemas bentónicos. *Oecol. aquat.*, **5**: 239-245.

NOMADI, I (1967) - *Noi non ci saremo* (Pontiack/Verona). Emi Italiana SpA.

NYBAKKEN J. W. (1986) - *Readings in marine ecology*. Harper & Row, New York (2nd edition).

NYBAKKEN J. W. (1993) - *Marine biology: an ecological approach*. HarperCollins College Publishers, New York (3rd edition).

ODUM E. O. (1959) - *Fundamentals of ecology*. W. B. Saunders Company, Philadelphia (2nd edition).

ODUM E. O. (1969) - The strategy of ecosystem development. *Science*, **164**: 262-270.

OSMAN R. W. (1977) - The establishment and development of a marine epifaunal community. *Ecol. Monogr.*, **47**: 37-63.

OTT J. (1992) - The Adriatic benthos: problems and perspectives. In: G. Colombo, I. Ferrari, V. U. Ceccherelli, R. Rossi (eds), *Marine eutrophication and population dynamics*. Olsen & Olsen, Fredensborg: 367-378.

OTT J., FEDRA K. (1977) - Stabilizing properties of a high-biomass benthic community in a fluctuating ecosystem. *Helgoländer wiss. Meeresunters.*, **30**: 485-494.

PAINE R. T. (1966) - Food web complexity and species diversity. *Am. Nat.*, **100**: 65-75.

PAINE R. T., LEVIN J. B. (1981) - Intertidal landscapes: disturbance and the dynamics of pattern. *Ecol. Monogr.*, **51**: 145-178.

PALMERINI P., BIANCHI C. N. (1994) - Biomass measurements and weight-to-weight conversion factors: a comparison of methods applied to the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Mar. Biol.*, **120**: 273-277.

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.

PÉRÈS J. M. (1984) - La régression des herbiers à *Posidonia oceanica*. In: C. F. Boudouresque, A. Jeudy de Grissac, J. Olivier (eds), *International workshop on* Posidonia oceanica *beds*. GIS Posidonie, Marseille, **1**: 445-454.

PÉRÈS J. M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. mar. Endoume*, **31** (=47): 1-137.

PETERS R. H. (1983) - *The ecological implication of body size*. Cambridge University Press.

PETERS R. H. (1991) - *A critique for ecology*. Cambridge University Press.

PIANKA E. R. (1987) - The subtlety, complexity and importance of population interaction when more than two species are involved. *Rev. chil. Hist. nat.*, **60**: 351-361.

PIANKA E. R. (1994) - *Evolutionary ecology*. HarperCollins College Publishers, New York (5th edition).

PICARD J. (1985) - Réflexions sur les écosystèmes marins benthiques: hierarchisation, dynamique spatio-temporelle. *Tethys*, **11** (3-4): 230-242.

PICKETT S. T. A., KOLASA J., ARMESTO J. J., COLLINS S. L. (1989) - The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos*, **54**: 129-136.

PICKETT S. T. A., WHITE P. S. (eds) (1985) - *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, San Diego.

PILLET G., ODUM H. T. (1987) - *Énergie, écologie, économie*. Georg Éditeur, Genève.

POOL R. (1989) - Ecologists flirt with chaos. *Science*, **243**: 310-313.

POPPER K. R. (1972) - *Congetture e confutazioni. La crescita della conoscenza scientifica*. Il Mulino, Bologna.

PREOBRAZHENSKY B. V. (1981) - Mapping the reef biocenoses: a landscape method. In: E. D. Gomez, C. E. Birkeland, R. W. Buddemeier, R. E. Johannes, J. A. Marsh, T. Tsuda (eds), *The reef and man*. Marine Sciences Center, University of the Philippines, Manila, **2**: 321-328.

PRICE J. H. (1980) - Niche and community in the inshore benthos, with emphasis on the macroalgae. In: J. H. Price, D. E. G. Irvine, W. F. Farnham (eds), *The shore environment. Volume 2: Ecosystems*. Academic Press, London (The Systematic Association special volume No. 17b): 487-564.

PRICE P. W., SLOBODCHIKOFF C. N., GAUD W. S. (1984) - *A new ecology: novel approaches to interactive systems*. J. Wiley & Sons, New York.

PRIGOGINE I. (1968) - *Introduction à la thérmodynamique des processus irréversibles*. Dunot, Paris.

PUTMAN R. J. (1994) - *Community ecology*. Chapman & Hall, London.

RAHEL F. J. (1990) - The hierarchical nature of community persistence: a problem of scale. *Am. Nat.*, **136** (3): 328-344.

RAPPORT D. J. (1986) - Macroecology from an economic perspective: exemplifying the congruity of systems ecology with human economics. In: N. Polunin (ed.), *Ecosystem theory and application*. J. Wiley & Sons, Chichester (Environmental monographs and symposia): 289-300.

RELINI G. (1974) - La colonizzazione dei substrati duri in mare. *Mem. Biol. mar. Oceanogr.*, **4** (4, 5, 6): 201-261.

RELINI G. (1977) - Le metodologie per lo studio del fouling nell'indagine di alcuni ecosistemi marini. *Boll. Zool.*, **44**: 97-112.
RELINI G. (1980) - Elenco dei lavori sul fouling di acque italiane compilato dal gruppo fouling del Comitato BIP della SIBM. *Mem. Biol. mar. Oceanogr.*, N. S., **10** Suppl.: 343-355.
RELINI G. (1983) - A preliminary list of papers on bio-fouling in the Mediterranean Sea. ODEMA, Bruxelles (Bulletin de liaison du COIPM 15).
REVELANTE N., GILMARTIN M. (1976) - Temporal succession of phytoplankton in the Northern Adriatic. *Neth. J. Sea Res.*, **10** (3): 277-396.
ROUGHGARDEN J., GAINES S. D., PACALA S. W. (1987) - Supply side ecology: the role of physical transport processes. In: J. H. R. Gee, P. S. Giller (eds), *Organization of communities: past and present*. Blackwell, Oxford: 491-528.
RUSS G. R. (1982) - Overgrowth in a marine epifaunal community: competitive hierarchies and competitive networks. *Oecologia*, **53**: 12-19.
RUSSELL B. (1967) - *Storia della filosofia occidentale*. Longanesi & C., Milano (Super Pocket, 4 volumi).
SACCHI C. F. (1991) - Paesaggio e specie. In: A. Farina (ed.), *L'ecologia dell'eterogeneità*. Edizioni Zara, Parma (*SItE Atti*, **13**): 25-30.
SALE P. F. (1977) - Maintenance of high diversity in coral reef fish community. *Am. Nat.*, **111**: 337-359.
SALE P. F. (1978) - Coexistence of coral reef fishes: a lottery for living space. *Env. Biol. Fish*, **3**: 85-102.
SAMUELS C. L., DRAKE J. A. (1997) - Divergent perspectives on community convergence. *Trends Ecol. Evol.*, **12** (11): 427-432.
SANDERS H. L. (1968) - Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Nat.*, **102**: 243-282.
SARÀ M. (1970) - Competition and cooperation in a sponge population. *Symp. zool. Soc. London*, **25**: 273-284.
SARÀ M. (1985) - Persistence and change in marine benthic communities. *Nova Thalassia*, **7** (Suppl. 3): 7-30.
SARÀ M. (1995) - Cambiamenti ed evoluzione negli ecosistemi marini. XXI Seminario sulla evoluzione biologica. Accademia Nazionale dei Lincei, Roma (Contributi del Centro Linceo Interdisciplinare "Beniamino Segre" N. 90): 17-30.
SARTORETTO S., VERLAQUE M., LABOREL J. (1996) - Age of settlement and accumulation rate of submarine "coralligène" (-10 to -60 m) of the northwestern Mediterranean Sea; relation to Holocene rise in sea level. *Mar. Geol.*, **130**: 317-331.
SHAFFER W. M. (1985) - Order and chaos in ecological systems. *Ecology*, **66** (1): 93-106.
SOUSA W. P. (1979a) - Experimental investigations of disturbance and ecological succession in a rocky intertidal algal community. *Ecol. Monogr.*, **49**: 227-254.
SOUSA W. P. (1979b) - Disturbance in marine intertidal boulder fields: the non-equilibrium maintenance of species diversity. *Ecology.*, **60**: 1225-1239.
SOUSA W. P. (1984) - The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **15**: 353-391.
SOUTHWARD A. J. (1995) - The importance of long time-series in understanding the variability of natural systems. *Helgoländer Meeresunters.*, **49**: 329-333.
SOUTHWARD A. J., BOALCH G. T. (1994) - The effect of changing climate on marine life: past events and future predictions. In: S. Fisher (ed.), *Man and the maritime environment*. University of Exeter Press (Maritime studies no. 9): 101-143.
SOUTHWARD A. J., HAWKINS S. J., BURROWS M. T. (1995) - Seventy years' observations of changes in distribution and abundance of zooplankton and intertidal organisms in the western English Channel in relation to rising sea temperature. *J. therm. Biol.*, **20** (1/2): 127-155.
SUGIHARA G., MAY R. M. (1990) - Nonlinear forecasting as a way of distinguishing chaos from measurement error in time series. *Nature*, **344**: 734-741.
SUTHERLAND J. P. (1974) - Multiple stable points in natural communities. *Am. Nat.*, **108**: 859-873.

SUTHERLAND J. P. (1990) - Perturbations, resistance, and alternative views of the existence of multiple stable points in nature. *Am. Nat.*, **136** (2): 270-275.
SUTHERLAND J. P., KARLSON R. H. (1977) - Development and stability of the fouling community at Beaufort, North Carolina. *Ecol. Monogr.*, **47**: 425-446.
TORCHIO M. (1970) - L'importanza del mare nella vita dell'umanità. *Quad. civ. Staz. idrobiol. Milano*, **1**: 5-16.
TOWNSEND C. R. (1991) - Community organization in marine and freshwater environments. In: R. S. K. Barnes, K. H. Mann (eds), *Fundamentals of aquatic ecology.* Blackwell Science, Oxford: 125-144.
TZIPERMAN E. (1997) - Inherently unstable climate behaviour due to weak thermohaline ocean circulation. *Nature*, **386**: 592-595.
UNDERWOOD A. J., ANDERSON M. J. (1994) - Seasonal and temporal aspects of recruitment and succession in an intertidal estuarine fouling assemblage. *J. mar. biol. Ass. U. K.*, **74**: 563-584.
UNDERWOOD A. J., FAIRWEATHER P. J. (1989) - Supply-side ecology and benthic marine assemblage. *Trends Ecol. Evol.*, **4** (1): 16-20.
USHER M. B. (1987) - Modelling successional processes in ecosystems. In: A. J. Gray, M. J. Crawley, P. J. Edwards (eds), *Colonization, succession and stability.* Blackwell Scientific Publications, Oxford: 31-55.
VINOGRADOV M. E. (1983) - Open-ocean ecosystems. O. Kinne (ed.), *Marine ecology. Volume V. Ocean management. Part 2: Ecosystems and organic resources.* J. Wiley & Sons, Chichester: 658-737.
WIENS J. A. (1997) - Lengthy ecological studies. *Trends Ecol. Evol.*, **12** (12): 499.
WOLFF W. J., SANDEE A. J. J., DE WOLF L. (1977) - The development of a benthic ecosystem. *Hydrobiologia*, **52**: 107-115.
WOODIN S. A., JACKSON J. B. C. (1979) - Interphyletic competition among marine benthos. *Am. Zool.*, **19** (4): 1029-1043.
ZAJAC R. N., WHITLATCH R. B. (1985) - A hierarchical approach to modelling soft-bottom successional dynamics. In: P. E. Gibbs (ed.), *Proceedings of the 19th European marine biology symposium.* Cambridge University Press: 265-276.
ZAJAC R. N., WHITLATCH R. B. (1991) - Demographic aspects of marine, soft sediments patch dynamics. *Amer. Zool.*, **31**: 808-820.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 136-143

G. ALBERTELLI, D. BEDULLI*, R. CATTANEO-VIETTI**, M. CHIANTORE, S. GIACOBBE***, S. JERACE***, M. LEONARDI****, F. PRIANO, S. SCHIAPARELLI**, N. SPANÒ***

Istituto di Scienze Ambientali Marine, Università di Genova, Corso Rainusso, 14
16038 S. Margherita Ligure (GE), Italy.
* Dip. Biol. Evol. Funz., Università di Parma, Italy.
** Ist. di Zoologia, Università di Genova, Italy.
*** Dip. Biol. Anim. Ecol. Mar., Università di Messina, Italy.
**** Ist. Talass., CNR, Messina, Italy.

TROPHIC FEATURES OF BENTHIC COMMUNITIES IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA

RELAZIONI TROFICO-FUNZIONALI IN DIFFERENTI COMUNITÀ BENTONICHE DELL'ALTO ADRIATICO

Abstract

A three-year study is being carried out in the Adriatic Sea in the framework of the project PRISMA 2. One of its purposes is to assess changes in the structure of benthic communities, linked to increase of anthropogenic impact which occurred in the last decades. Till now sampling activities were performed in the Northern Adriatic Sea along four transects perpendicular to the shore, located from Chioggia to Ravenna. Samples were collected by a Van-Veen grab and a box-corer. Sediment structure, in terms of grain distribution and carbon-nitrogen content, and benthic communities distribution, according to molluscs and echinoderms, were assessed. Benthic community distribution strongly linked to environmental features was observed, underlined by multivariate analysis.

Key-words: Adriatic, benthos, molluscs, echinoderms, sediment.

Introduction

In the last decade, the Adriatic Sea has been given a particular attention, because of the seasonal occurrence of distrophic events, linked to the nutrient load from the Po River, urban and agricultural sewage along the coast. Many studies have been performed about plankton communities (Marzocchi *et al.*, 1979; Benovic *et al.*, 1984), in particular dinoflagellates (Fonda Umani *et al.*, 1992), and on near-shore benthic communities (Ambrogi *et al.*, 1989; 1990; Orel *et al.*, 1987; Bergamini *et al.*, 1992), underlying the occurrence of seasonal and interannual fluctuations in commercial species biomass and depth distribution (Ceccherelli, 1985; Froglia, 1989). Differently, up to now, less information is available about off-shore benthic communities (Fedra *et al.*, 1976), except for studies linked to the impact due to off-shore gas-platforms (Frascari *et al.*, 1990; Crema *et al.*, 1991).

In the framework of the project PRISMA2 (CNR-Project for Research and Conservation of the Adriatic Sea), one of the main purposes was to evidence changes in benthic communities linked to anthropogenic impact, particularly in the last 50 years, comparing present data with those collected in the '30s by Vatova (1949). At the moment, the area between Chioggia and Ravenna (Northern Adriatic Sea) was investigated, taking into account mollusc and echinoderm populations,

which can be considered good descriptors of the environment, as Vatova himself underlined, calling different local benthic zoocoenoses after these taxa (*Chione gallina*, *Schizaster-chiajei*, *Tellina*, *Turritella*, *Lima hians*). In the present study particular attention was focused on trophic features of the environment and their link to benthic communities.

Materials and methods

Sampling was carried out in the Northern Adriatic Sea, between Chioggia and Ravenna from 1st to 6th August 1996. Along 4 transects 25 stations were sampled (Fig. 1), ranging in depth from 5 to 46 m. Macrobenthos sampling was performed using a 0.1 m^2 Van Veen grab, collecting from 5 to 10 replicates. The sediment was sieved through a 1 mm mesh sieve in order to retain the macrobenthic fraction and preserved in 10% buffered formalin. Additional sediment samples were collected using a box-corer in order to assess grain-size composition, organic carbon and nitrogen content (TOC, TN).

Total macrobenthic biomass was assessed as wet weight, after draining for 10 minutes, taking into account all macrobenthic groups.

Particle size was determined using a dry sieve technique for the gravel and sand fractions and through column sedimentation for the silt and clay fractions (Buchanan & Kain, 1971).

Organic carbon (TOC) and nitrogen (TN) were analysed with a Perkin Elmer CHN Elemental Analyser (Mod. 2400), using acetanilide as a standard, at 920°C combustion temperature, after removal of carbonates with HCl vapor in dessicator (Hedges & Stern, 1984).

Spearman's rank correlations were calculated between environmental parameters and faunal features.

Multivariate analysis was performed according to the Bray-Curtis similarity measure (Bray & Curtis, 1957) on square root transformed data, using the programme PRIMER of the Plymouth Marine Laboratory.

Transformation was used in order to balance contribution of rare *vs* abundant species. Classification was performed on similarity matrix using the average linkage clustering technique.

Results and discussion

Sediment features

Location of sampling stations, depth and sediment features are reported in Tab. 1.

Sedimentation processes in the study area are strongly linked to current features and river run-off, mostly from the Po River. Its waters are moved southward by prevalent anticlockwise current, although their influence spreads also north-eastward, mainly in summer when current strength is lower (Franco, 1983). Along the coast, fine components (silt and clay) create a pelitic belt, characteristic of the Adriatic continental shelf (Brambati *et al.*, 1983; Curzi & Giordani, 1989), between the littoral sands and the relict sands offshore.

Tab. 1 - Location of sampling stations, depth (m) and sediment features (organic carbon and nitrogen content, their ratio, silt-clay and sand percent).

Ubicazione delle stazioni di campionamento, profondità (m) e caratteristiche del sedimento (contenuto in carbonio organico ed azoto, loro rapporto, percentuali di limo-argilla e sabbia).

Station	Depth (m)	Lat N	Long E	TOC (g %)	TN (g %)	C/N	% silt and clay	% sand
01	21	45°10	12°26	0.29	0.07	4.14	13.9	85.2
02	6	45°11	12°20	0.08	0.02	4.00	7.8	91.8
03	23	45°07.60	12°31	0.27	0.05	5.40	18.1	58.1
A0	23	45°10	12°34	0.07	0.01	7.00	1.3	85.4
A1	11	45°02	12°28	0.29	0.04	7.25	18.0	69.6
A2	27	45°07	12°41	0.33	0.05	6.60	16.0	84.0
A3	27	45°10	12°48.5	0.13	0.02	6.50	5.8	93.0
A4	29.5	45°10	12°59	0.28	0.04	7.00	5.7	69.8
A5	33	45°10	13°15	0.33	0.05	6.60	42.6	61.6
B1	12	44°48	12°28	1.13	0.13	8.69	93.3	5.4
B2	29.5	44°52	12°42	1.14	0.14	8.14	97.5	0
B3	30	44°53.5	12°49.5	1.15	0.17	6.76	88.7	10.9
B4	33	44°56.5	12°59	0.85	0.14	6.07	77.7	20.2
B5	35.9	45°01	13°15	0.24	0.06	4.00	19.0	80.6
C0	5	44°34	12°17.5	0.10	0.01	10.00	50.7	49.3
C1	13.5	44°33	12°25	0.81	0.09	9.00	97.3	0
C2	31.5	44°35	12°42	0.91	0.14	6.50	94.1	0
C3	38	44°38	12°55	0.33	0.04	8.25	28.0	72.3
C4	39	44°41	13°05	0.29	0.03	9.67	47.8	47.1
C5	41	44°44	13°15.09	0.23	0.03	7.67	18.6	80.8
D1	9.8	44°21	12°25	0.65	0.08	8.13	96.0	0
D2	38.6	44°22.5	12°45.5	0.49	0.08	6.13	49.6	49.7
D3	38	44°25	13°00	0.16	0.02	8.00	5.6	86.5
D4	44	44°27	13°08.96	0.14	0.02	7.00	7.8	91.0
D5	46	44°28	13°15	0.16	0.02	8.00	17.1	83.0

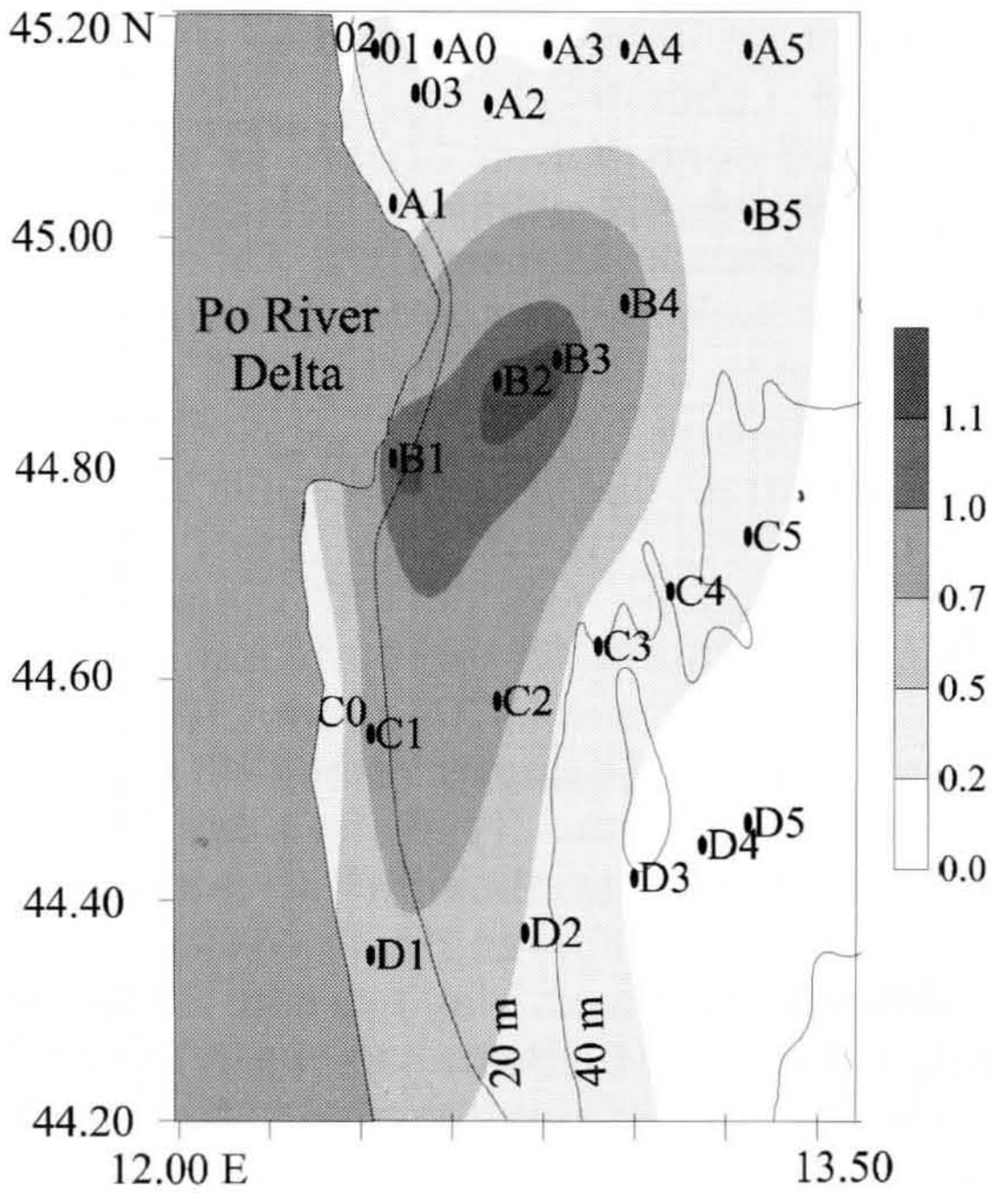
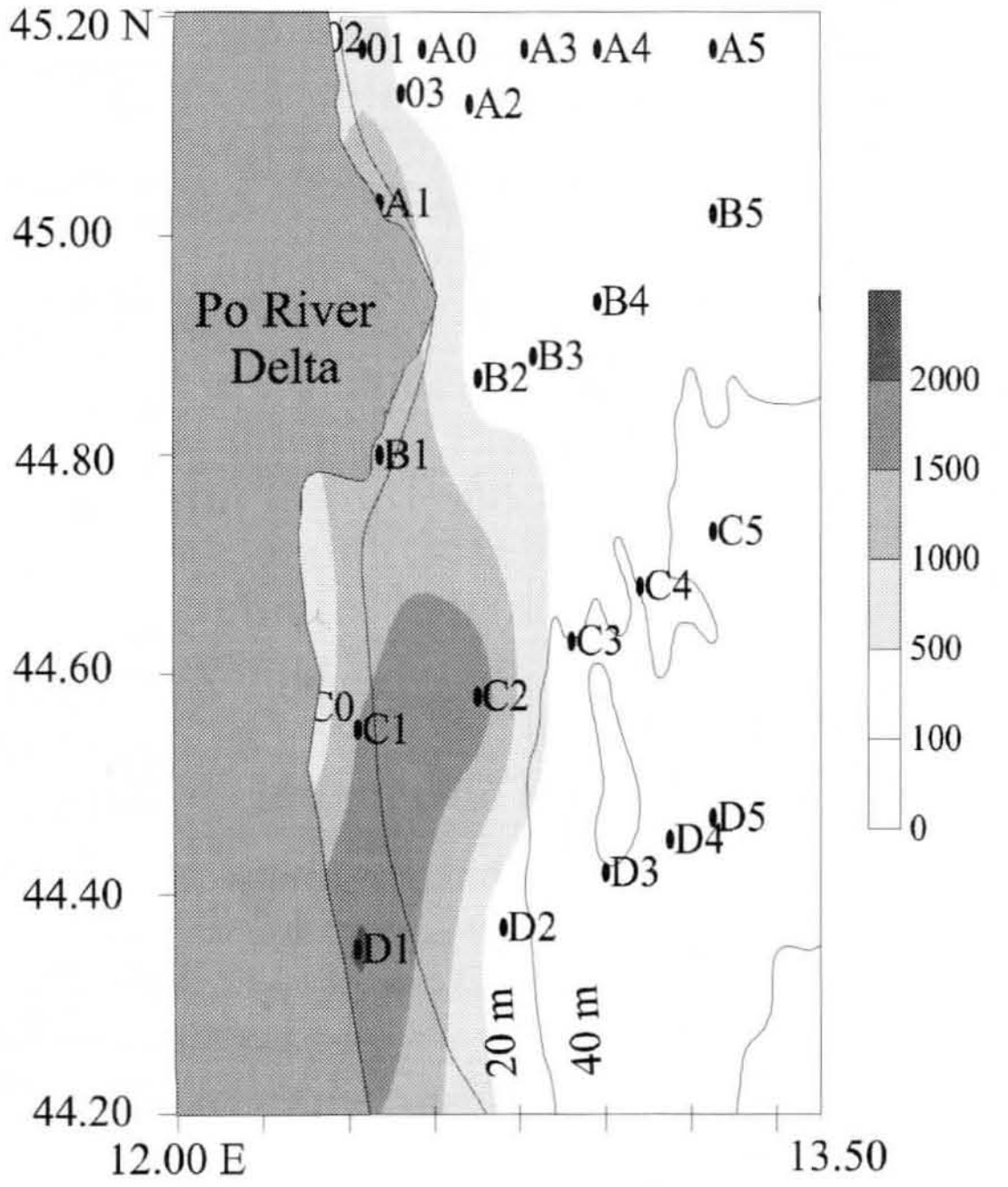


Fig. 1 - Location of sampling stations and organic carbon distribution in superficial sediments (g %).

Localizzazione delle stazioni di campionamento e distribuzione del contenuto in carbonio organico nei sedimenti superficiali (g %).

Organic carbon and nitrogen are evidently correlated (Tab. 2) and their distributions (Fig. 1) are strongly linked to fine sediments, evidencing a coast/off-shore gradient with higher values (>1 g %) in the area in front of the Po Delta and a decrease (<0.2 g %) around 40 m depth.

Faunistical and biocoenotical features



A total of 115 mollusc and echinoderm species was found, whose distribution appeared to be strongly influenced by the Po River outflows (Fig. 2).

Generally, highest densities were positively correlated to pelites and organic content of the sediments, while species number inversely correlated to mud content of sediments (Tab. 2).

Fig. 2 - Molluscs and echinoderms density distribution in the study area (ind/m^2).
Distribuzione della densità dei popolamenti a molluschi ed echinodermi nell'area di studio (ind/m^2).

Tab. 2 - Correlation coefficients (*r*) calculated between main sediment and faunistical features (d. f. = 9).
Valori del coefficiente di correlazione (*r*) calcolato tra le più rilevanti caratteristiche sedimentarie e faunistiche (d.f. = 9).

positive correlations	*r*	p	negative correlations	*r*	p
TOC *vs* TN	0.96	0.001	TOC *vs* %DC	-0.53	0.01
TOC *vs* pelites	0.90	0.001	TN *vs* %DC	-0.54	0.01
TN *vs* pelites	0.83	0.001	TOC *vs* species number	-0.43	0.05
TN *vs* %VTC	0.54	0.01	pelites *vs* %DC	-0.62	0.001
TN *vs* *A. filiformis*	0.53	0.01	pelites *vs* species number	-0.59	0.01
TOC *vs* total density	0.49	0.05			
TOC *vs* mollusc density	0.44	0.05			
pelites *vs* total density	0.58	0.01			
pelites *vs* mollusc density	0.55	0.01			

Cluster analysis (Fig. 3) evidenced a clear grouping of stations, confirmed by the taxonomical and biocoenotical features (Tab. 3). In some cases (A0, A2, A3, A4, B2, C3, C4, C5, D2) it was not possible to ascribe a station to a well-defined biocoenosis, representing ecotone conditions.

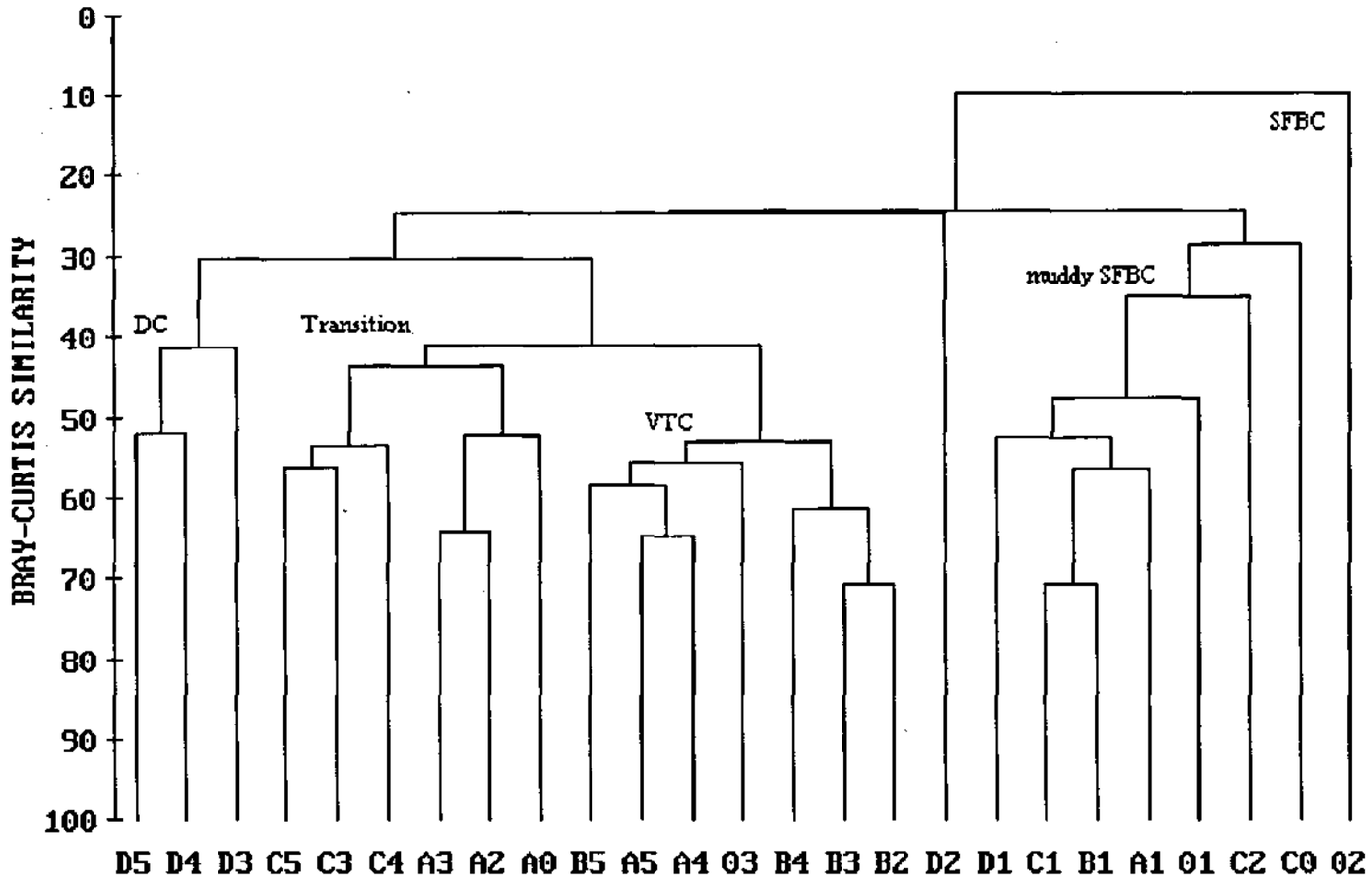


Fig. 3 - Samples similarity dendrogram according to the Bray-Curtis similarity index on square root transformed density data.

Dendrogramma di similarità calcolato secondo l'indice di Bray-Curtis sui dati di densità trasformati con radice quadrata.

Tab. 3 - Outlined biocoenoses and related sampled surface, species number, characterising species and macrobenthic average biomass, considering all groups besides molluscs and echinoderms.

Biocenosi individuate con relativa superficie campionata, numero di specie, specie caratterizzanti e biomassa macrobentonica media, considerando tutti i gruppi oltre ai molluschi ed agli echinodermi.

Biocoenosis	Station	Surface (m^2)	Species number	Main species	Macrobenthic biomass average (g WW/m^2)
SFBC (Well-Sorted Fine Sands)	02	1	17	*Chamelea gallina* *Tellina fabula* *Spisula subtruncata* *Lucinella divaricata* *Nassarius mutabilis* representing 84% of total density	273
muddy SFBC	01, A1, B1, C0, C1, D1	3.5	65	*Corbula gibba* *Amphiura filiformis* *Paphia aurea* representing 85% of total density	350
VTC (Coastal Terrigenous Muds)	03, A5, B3, B4, B5, C2	3.5	58	*Amphiura filiformis* *Mysella bidentata* *Turritella communis* *Hyala vitrea* representing 66% of total density	206
DC (Coastal Detritic)	D3, D4, D5	2.5	49	*Ophiura albida* *Phaxas adriaticus* *Tellina distorta* *Myrtea spinifera* *Modiolula phaseolina* *Nucula nitidosa* *Abra prismatica* *Hiatella arctica* *Labidoplax digitata* *Ophiothrix fragilis* *Pitar rudis* representing 67% of total density	35

The true SFBC biocoenosis (station 02) stands apart from all the other stations, which outline a group of near-shore stations (muddy SFBC), a group of VTC stations, another of DC stations and finally a group of ecotone stations.

The most relevant feature appears the widespread development of a muddy SFBC along the coast, between 10 and 20 m depth, which took the place of the typical *Venus* (=*Chamelea*) community. This assemblage, characterised by the opportunistic bivalve *Corbula gibba*, seems to be replacing the typical pre-existing community (in the study area the *Chione gallina* zoocoenosis: Vatova, 1949) in different areas under increasing anthropogenic impact, both in the Mediterranean Sea (Ghirardelli & Pignatti, 1968) and in the European Atlantic coasts (Fallesen, 1992). Moving off-shore a typical VTC community is found, characterised by the close association (Ockelmann & Muss, 1978) between the bivalve *Mysella bidentata* and the ophiuroid *Amphiura filiformis* ($r = 0.88$, $p < 0.001$). Suspension feeding species resulted to be the overwhelming dominant trophic group, reaching top dominance values in the coastal area (average = 93 %). Only true DC stations showed a more diversified trophic structure, with a fairly high occurrence of carnivorous species (20 %).

Conclusions

The structure and composition of macrobenthic communities in the investigated area evidence a strong development of an unstable area, strongly influenced by periodic disturbances. The characterising species of this belt, *Corbula gibba*, associated with *Amphiura filiformis*, typical of areas enriched by organic material, has been largely found in the last decade. Its occurence suggests that this recent biocoenosis may be explained in terms of an intermittent recovery from periodic disturbance that maintains for long periods immature, transitional stages (Crema *et al.*, 1991).

Off-shore areas seem to be better structured, showing a clear transition from muddy to detrital bottoms.

Riassunto

Nell'ambito del progetto PRISMA 2, si sta conducendo uno studio triennale in Mar Adriatico. Uno degli scopi principali è quello di valutare le modificazioni avvenute nella struttura delle comunità bentoniche nel corso delle ultime decadi, legate a fattori antropici. Al -momento il campionamento è stato condotto nell'Adriatico Settentrionale, lungo quattro transetti costa-largo ubicati tra Chioggia e Ravenna, utilizzando una benna Van-Veen ed un box-corer. Sono state analizzate la struttura dei sedimenti, in termini di tessitura e di contenuto in carbonio ed azoto organici, e la distribuzione delle comunità bentoniche utilizzando molluschi ed echinodermi. La struttura delle comunità bentoniche, distribuite secondo una zonazione sottolineata dall'analisi multivariata, è chiaramente correlata con i parametri abiotici considerati, in relazione all'influenza diretta della *plume* del Po sul regime sedimentario dell'area.

L'aspetto più rilevante è costituito dall'imponente sviluppo lungo la costa di una biocenosi SFBC infangata, caratterizzata dal bivalve *Corbula gibba*, ubicata tra i 10 ed i 20 m di profondità, che sembra aver sostituito la tipica comunità

a *Chamelea gallina*. Spostandosi verso il largo si rinviene una tipica biocenosi VTC, caratterizzata dall'associazione tra il bivalve *Mysella bidentata* e l'ofiuroide *Amphiura filiformis*. Infine, verso Sud-Est, dopo un'ampia fascia di transizione, si raggiunge una biocenosi ascrivibile al DC.

References

AMBROGI R., BEDULLI D., OCCHIPINTI AMBROGI A. (1989) - Variazioni nella ripartizione tra gruppi trofici di organismi di fondo mobile nell'area marina del Delta Padano. *Oebalia*, **15** (1), N.S.: 47-55.

AMBROGI R., BEDULLI D., ZURLINI G. (1990) - Spatial and temporal patterns in structure of macrobenthic assemblages. A three-year study in the Northern Adriatic Sea in front of the Po River Delta. *P.S.Z.N. I: Marine Ecology*, **11** (1): 25-41.

BENOVIC A., FONDA UMANI S., MALEJ A., SPECCHI M. (1984) - Net zooplankton biomass of the Adriatic Sea. *Marine Biology*, **49**: 265-275.

BERGAMINI M.C., CASTELLI A., CREMA R., FRASCARI R., IORI E., MARINANGELI I., MISEROCCHI S., PREVEDELLI D., ROSSO G. (1992) - Sedimentological and macrobiological characterization of an area South of Po River Delta, Adriatic Sea, Italy. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, **33**: 344.

BRAY J.R., CURTIS J.T. (1957) - An ordination of the upland forest communities in Southern Wisconsin. *Ecol. Monographs*, **27**: 325-349.

BRAMBATI A., CIABATTI M., FANZUTTI G.P., MARABINI F., MAROCCO R. (1983) - A new sedimentological textural map of the northern and central Adriatic Sea. *Boll. Oceanol. Teor. Appl.*, **1** (4): 267-271.

BUCHANAN J.B., KAIN J.M. (1971) - Measurement of the physical and chemical environment. In: Holme N.A., McIntyre A.D. (eds.), *Methods for the study of marine benthos*, Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edimburgh: 30-52.

CECCHERELLI V.U. (1985) - Ruolo dei bivalvi nella fascia costiera adriatica. *Nova Thalassia*, **7** (3): 333-336.

CREMA R., CASTELLI A., PREVEDELLI D. (1991) - Long-term eutrophication effects on macrofaunal communities in Northern Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **22** (10): 503-508.

CURZI P., GIORDANI P. (1989) - Geomorfologia e sedimentologia. In: Curzi P., Tombolini F. (eds.), *L'eutrofizzazione del mar Adriatico*, Proc. Nat. Meeting, Ancona: 32-43.

FALLESEN G. (1992) - How sewage discharge, terrestrial run-off and oxygen deficiensis affect the bottom fauna in Arhus Bay, Denmark. In: *Marine Eutrophication and Population Dynamics*, Proceedings of 25th European Marine Biology Symposium. Olsen & Olsen, Denmark: 29-34.

FEDRA K., OLSCHER E.M., SCHERUBEL C., STACHOVITSCH M., WURZIAN R.S. (1976) - On the ecology of the North Adriatic benthic community: distribution, standing crop and composition of the macrobenthos. *Mar. Biol.*, **38** (2): 129-145.

FONDA UMANI S., FRANCO P., GHIRARDELLI E., MALEJ A. (1992) - Outline of oceanography and the plankton of the Adriatic Sea. In: *Marine Eutrophication and Population Dynamics*, Proceedings of 25th European Marine Biology Symposium, Olsen & Olsen, Denmark: 347-366.

FRANCO P. (1983) - L'Adriatico settentrionale: caratteri oceanografici e problemi. *Atti V° congresso A.I.O.L.*: 1-27.

FRASCARI F., ROSSO G., BORTOLUZZI G., BARBANTI A., QUARANTOTTO G., RAVAIOLI M., BONVICINI PAGLIAI A.M., CREMA R., CASTELLI A., MAURI M., ORLANDO E., PREVEDELLI D. (1990) - Integrate evaluating program on drilling discharge effects in a Northern Adriatic Sea site. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, **32** (1): 310.

FROGLIA C. (1989) - Clam fisheries with hydraulic dredges in the Adriatic Sea. In: Caddy J.F. (ed.), *Marine Invertebrate Fisheries*, J. Wiley, New York: 507-524.

GHIRARDELLI E., PIGNATTI S. (1968) - Consequence de la pollution sur les peuplements du "Vallone de Muggia" pres de Trieste. *Rev. Intern. Oceanogr. Med.*, Tom. **10**: 111-122.

HEDGES J.I., STERN J.H. (1984) - Carbon and nitrogen determination of carbonate-containing solids. *Limnol. And Oceanogr.*, **29**: 657-663.

MARZOCCHI M., SOLAZZI A., TOLOMIO C., FAVERO P., CAVOLO F. (1979) - Composizione del fitoplancton in alcune stazioni costiere del Medio ed Alto Adriatico Occidentale (1977). *Atti del Convegno Scientifico Nazionale Progetto Finalizzato Oceanografia e Fondi Marini*, Roma 5-7 Marzo 1979: 95-106.

OCKELMANN K.W., MUSS K. (1978) - The biology, ecology and behaviour of the bivalve *Mysella bidentata* (Montagu). *Ophelia*, **17**: 1-93.

OREL G., MAROCCO R., VIO E., DEL PIETRO D., DELLA SETA G. (1987) - Sedimenti e biocenosi tra la foce del Po ed il Golfo di Trieste (Alto Adriatico). *Bull. Ecol.*, **18** (2): 229-241.

VATOVA A. (1949) - La fauna bentonica dell'Alto e Medio Adriatico. *Nova Thalassia*, **1** (3): 1-110.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 144-153

R. CREMA, A. VALENTINI

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Modena, Via Università, 4 - 41100 Modena, Italia.

RICOSTITUZIONE DELLA COMUNITÀ ZOOBENTONICA IN FONDALI DEFAUNATI DA OPERAZIONI DI DRAGAGGIO

RECOVERY OF A ZOOBENTHIC COMMUNITY IN BOTTOMS DEFAUNATED BY DREDGING

Abstract

After defaunation by dredging, a soft bottom zoobenthic community has been studied during recolonization. The process of succession evidenced a quick recovery by few opportunistic pioneers followed by a subsequent recruitment of a large set of species. Finally, the number of species decreased and the community attained again a typical structure while its taxonomic composition remained very different from both previews and reference site communities. At the end of the 30 months observation period, the number of species in the entire examined area is substantially higher than that found prior to disturbance.

Key-words: Succession, Zoobenthos, α-β diversity, Convergence, Intermediate disturbance.

Introduzione

Quello della successione ecologica costituisce uno dei temi fondamentali che ha segnato lo sviluppo dell'ecologia teorica e naturalistica. Infatti, attorno al dibattito che si è acceso fin dalla prima enunciazione del termine di successione da parte di Clements (1905) si sono incrociati i concetti più importanti lungo i quali si è poi sviluppata la ricerca e la cultura ecologica, quali quello sulla natura, unitaria o statistica, della comunità, sui trends di flusso dell'energia, sulla diversità, sui rapporti tra stabilità e complessità, ecc..

Un punto particolarmente significativo che emerge a diversi livelli dallo studio delle successioni ecologiche riguarda il ruolo che esercita il disturbo ambientale nella strutturazione della comunità. Ad esempio, il modello di successione per inibizione, proposto da Connel e Slatyer (1977) prevede che perturbazioni locali debbano intervenire, dopo l'insediamento dei primi colonizzatori, affinché la comunità possa procedere verso la sua maturazione, e la teoria generale dell'equilibrio dinamico della conservazione della diversità (Huston, 1979), prevede che la diversità stessa dipenda dall'interazione tra aumento delle popolazioni nella comunità e loro riduzione a causa di disturbi di vario tipo.

Nell'ambiente marino, l'alta diversità che si riscontra nelle alghe planctoniche, nonostante le scarse opportunità di differenziamento delle loro nicchie nella colonna d'acqua, ha fatto coniare ad Hutchinson (1961) il termine di "paradosso del plancton" per spiegare come la periodica variazione dell'ambiente, spostando ripetutamente l'equilibrio tra le specie in competizione, favorisca la coesistenza.

Anche nel benthos, dove la stabilità è intrinsecamente maggiore, le perturbazioni ambientali di origine naturale, sono abbastanza comuni ed anch'esse, attraverso l'eliminazione o la riduzione di parte della fauna, sono state invocate come importanti fattori di strutturazione delle comunità (Simon e Dauer, 1977; Santos e Simon, 1980; Arntz e Rumohr, 1982).

In concomitanza con operazioni di dragaggio che sono state effettuate nel Golfo di Cagliari, su fondali di sabbie fini, limi ed argille, la macrofauna bentonica è stata campionata ed analizzata allo scopo di studiare gli effetti di questo drastico disturbo ambientale.

L'opportunità di estendere le osservazioni da un periodo precedente il disturbo a diversi periodi dopo il disturbo stesso ha permesso di analizzare, a livello strutturale, il trend successionale che ha caratterizzato la ricolonizzazione di questi fondi completamente defaunati, di valutare gli effetti durevoli del disturbo e di inquadrare i risultati nell'ambito delle moderne teorie ecologiche sulla organizzazione delle comunità.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati effettuati in un'area del Golfo di Cagliari, prima e dopo operazioni di dragaggio che hanno interessato un'area di circa 1 km² ed hanno abbassato il fondo di circa 2 metri.

L'area in questione si colloca nel piano infralitorale, quasi al limite inferiore della prateria a *Posidonia oceanica* (L.) Delile, ad una profondità di circa 30 m, su fondi di sabbie fini, limo ed argilla con basso idrodinamismo.

E' stato effettuato un campionamento prima delle operazioni di dragaggio, uno immediatamente dopo il termine delle operazioni, e quattro rispettivamente dopo 2, 6, 18 e 30 mesi.

I campioni sono stati raccolti in un punto centrale della zona dragata, in una zona marginale dell'area dragata ed in una zona esterna all'area dragata, che è stata assunta come confronto.

I prelievi sono stati effettuati mediante benna a chiusura idraulica con una superficie di presa di 0,07 m². Ogni campione consisteva di 5 prelievi replicati per un totale di 0,35 m², pari ad un volume di circa 70 litri.

Gli animali sono stati separati dal sedimento mediante un setaccio di maglie quadrate di 0,5 mm di lato, contati e determinati, ove possibile, fino al livello di specie.

Sui campioni complessivi (somma di tutte le repliche) sono stati calcolati l'indice di Shannon e Weaver (1949), la sua componente di equiripartizione (Pielou, 1975), un indice di ricchezza di specie (Margalef, 1958), ed un indice di dominanza (Simpson, 1949).

Le comunità dei vari periodi sono state ordinate mediante l'analisi fattoriale delle corrispondenze (Benzecrì, 1982) allo scopo di valutare, in ogni situazione e stadio di ricolonizzazione, le relazioni esistenti sia in termini di distribuzione di individui che di presenza ed abbondanza di specie. Allo scopo di valutare la convergenza delle comunità preesistenti con quelle instauratesi dopo la ricolonizzazione anche in termini di struttura delle comunità, l'ordinamento è stato effettuato anche sulla matrice dei parametri strutturali. In questo caso i valori sono stati preventivamente standardizzati su una scala comune che va da 0 a 100.

Risultati

Nel complesso di tutti i periodi e di tutte le stazioni campionate sono state riconosciute, nello zoobenthos 241 specie, di cui 162 policheti, 38 molluschi bivalvi e 24 gasteropodi; molto più scarsa la presenza di altri taxa.

Immediatamente dopo il termine delle operazioni di dragaggio il popolamento della stazione centrale era costituito solo da qualche esemplare sporadico, per cui la stazione era da ritenersi completamente defaunata. Una drastica riduzione del popolamento ha avuto luogo anche nella stazione situata ai margini dell'area dragata in cui permanevano solo poche specie di policheti e molluschi.

La ricolonizzazione, tuttavia, è proceduta in modo estremamente rapido. Già nel successivo periodo di indagine (2 mesi dopo il termine delle operazioni) in queste stazioni era marcatamente iniziata la ricolonizzazione. In seguito, il processo di colonizzazione è proseguito evidenziando un processo successionale che è illustrato graficamente, nei suoi aspetti strutturali, nelle Figg. 1 - 7.

Le Figg. 1, 2 e 3, rappresentano tre parametri strutturali della comunità analizzata: rispettivamente, il numero di specie, la diversità di Shannon e la concentrazione della dominanza.

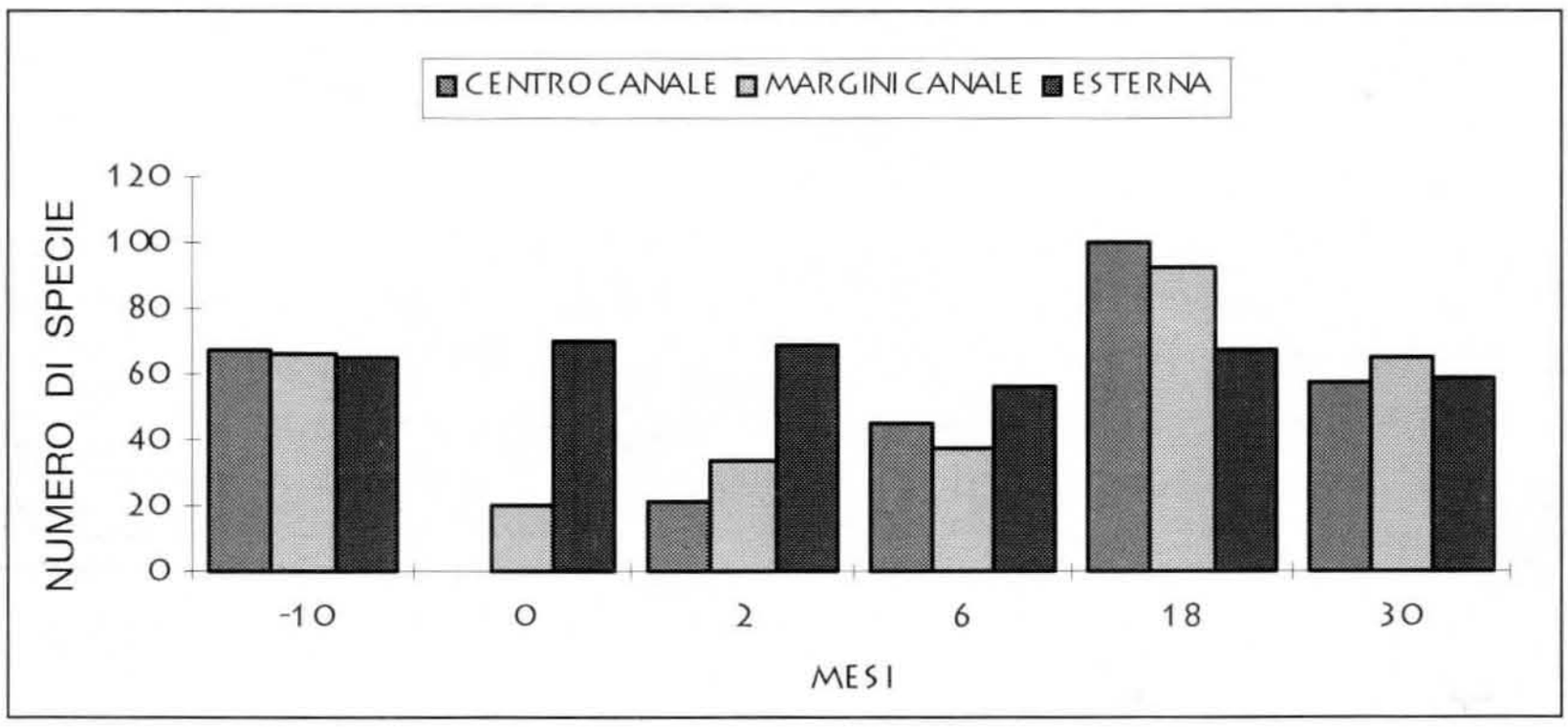


Fig. 1 - Andamento del numero di specie campionate nelle varie zone e nei vari periodi.
Number of species collected in the different zones and periods.

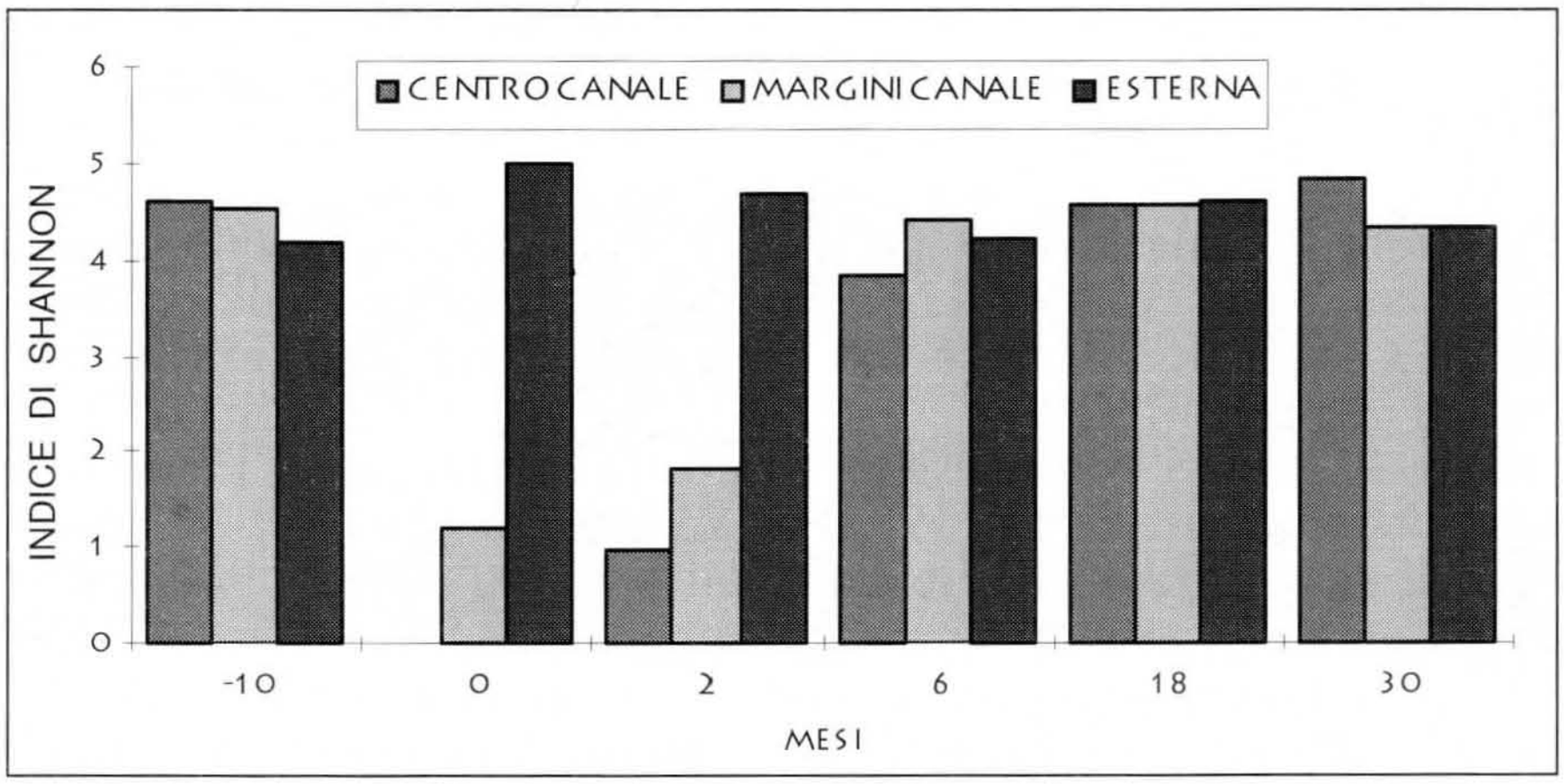


Fig. 2 - Andamento della diversità (indice di Shannon) dei campioni delle varie zone e dei vari periodi.
Shannon diversity in samples collected in the different zones and periods.

Nelle aree soggette al disturbo, l'incremento del numero di specie (Fig. 1) procede rapidamente fino a determinare in un periodo intermedio, un massimo di ricchezza specifica, che supera abbondantemente quello di tutti gli altri periodi, compresi quello precedente il dragaggio e quello successivo.

Più regolare l'andamento dell'indice di diversità (Fig. 2) che dopo una drastica riduzione nei periodi iniziali si riporta rapidamente su valori corrispondenti a quelli precedenti il disturbo.

L'andamento dell'indice di dominanza (Fig. 3), infine, evidenzia l'estrema semplicità delle comunità iniziali, in cui la concentrazione della dominanza è estremamente elevata e la loro successiva ristrutturazione è evidenziata dalla caduta di questo parametro su valori molto più simili a quelli riscontrati prima della defaunazione.

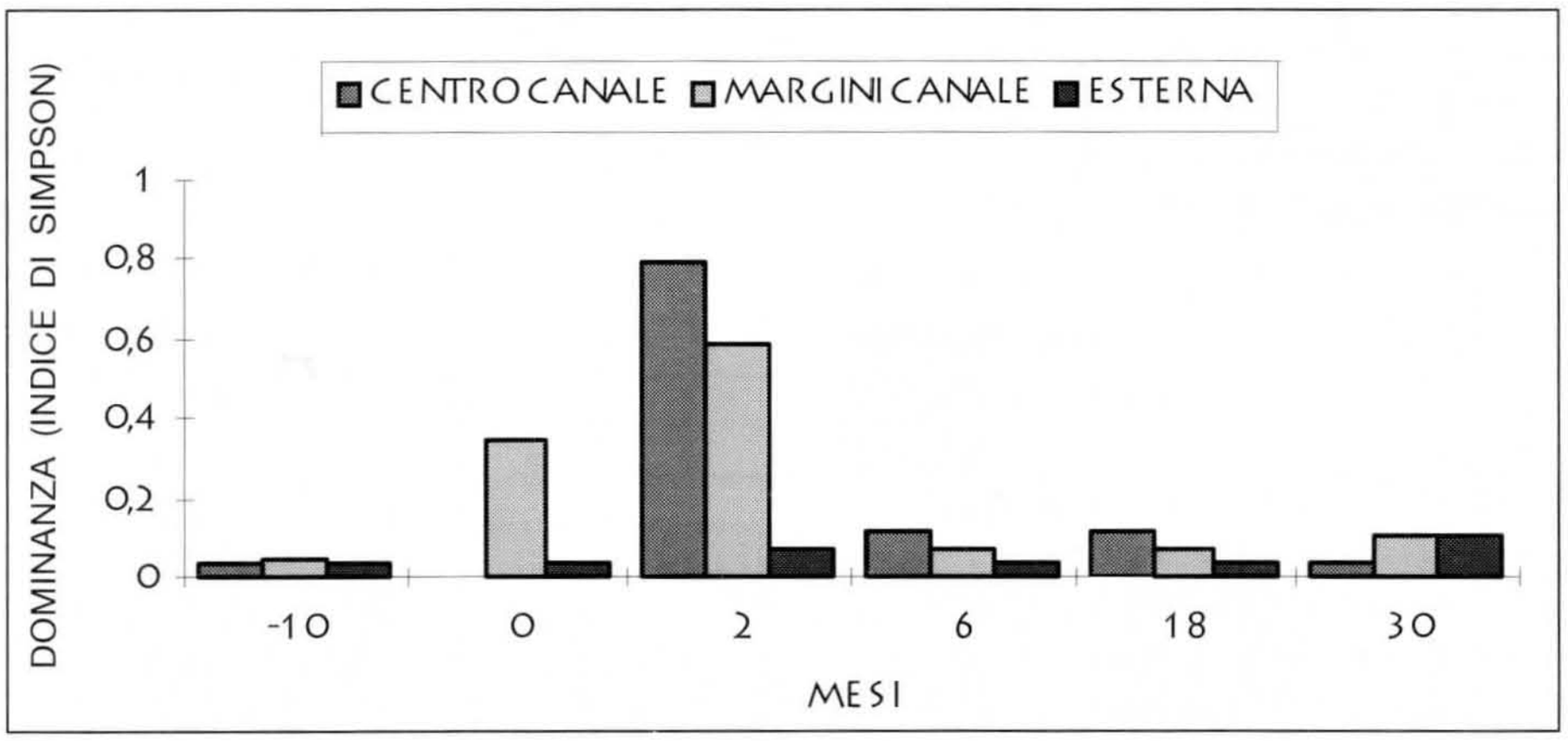


Fig. 3 - Andamento della dominanza (indice di Simpson) nelle varie zone e nei vari periodi.
Simpson dominance in samples collected in the different zones and periods.

La concentrazione della dominanza nelle comunità iniziali è determinata in massima misura dalla precoce colonizzazione da parte del bivalve *Corbula gibba.* Nella Fig. 4 è rappresentata, per i primi due periodi di ricolonizzazione, l'abbondanza delle dieci specie più abbondanti (Tab. 1).

Nelle Figg. 5 e 6 sono riportati i modelli di ordinamento delle varie biocenosi effettuati rispettivamente con il criterio tassonomico e quello strutturale.

Come si può osservare dagli andamenti evidenziati dalle linee tracciate sui modelli, l'ordinamento effettuato attraverso i descrittori tassonomici porta ad evidenziare nelle aree soggette al disturbo il susseguirsi di una serie di stadi senza alcuna convergenza degli stadi finali verso quelli iniziali (Fig. 5).

L'ordinamento effettuato attraverso i descrittori strutturali, al contrario, evidenzia una evoluzione ciclica, a partire dallo stadio precedente, attraverso le varie fasi della ricolonizzazione, fino alla comunità dell'ultimo periodo che viene a sovrapporsi, quasi perfettamente, a quella iniziale (Fig. 6).

Infine, dal conteggio del numero totale di specie riscontrato in tutti i campioni di ogni periodo, comprendendo i campioni interni, quelli dell'area marginale e quelli della zona esterna non influenzata dal dragaggio, è risultato un netto aumento del numero totale di specie nei due ultimi periodi dell'indagine (Fig. 7).

Tab. 1 - Elenco dei 10 taxa più rappresentati nella stazione dragata ed ordine gerarchico di abbondanza.
List of the 10 most abundant taxa in the dredged site and hierarchical order of abundance.

	ORDINE GERARCHICO					
SPECIE	-10 MESI	0 MESI	2 MESI	6 MESI	18 MESI	30 MESI
Abra alba (W. Wood, 1802)	-	-	-	2	-	-
Abra prismatica (Montagu, 1808)	-	-	2	-	-	1
Acanthocardia paucicostata (G. B. Sowerby II, 1841)	-	-	8	-	-	-
Anodontia fragilis (Philippi, 1836)	7	-	-	-	-	-
Aonides oxycephala (M. Sars, 1862)	10	-	-	-	-	-
Apseudes latreillii (Milne-Edwards, 1828)	8	-	-	-	-	-
Aricidea catherinae Laubier, 1967	-	-	-	-	-	6
Aricidea sp.	-	-	-	-	7	-
Armandia cirrhosa Philippi, 1865	-	-	-	-	9	4
Bivalvia ind.	-	-	3	-	-	-
Capitella capitata (Fabricius, 1780)	-	-	-	-	-	10
Corbula gibba (Olivi, 1792)	-	-	1	1	3	3
Diplocirrus glaucus Haase, 1915	6	-	-	-	-	-
Euchone rubrocincta (M. Sars, 1861)	3	-	-	-	-	-
Hydrozoa ind.	-	-	5	-	-	-
Lanice conchylega (Pallas, 1766)	9	-	-	-	-	-
Laonice cirrata (M. Sars, 1851)	-	-	-	6	-	-
Lumbrineris gracilis (Ehlers, 1868)	5	-	10	-	6	8
Lumbrineris tetraura (Schmarda, 1861)	-	-	-	4	4	5
Malacoceros fuliginosus (Claparède, 1870)	-	-	9	-	-	-
Malacoceros girardi Quatrefages, 1843	-	-	-	5	-	-
Micronephtys sphaerocirrata (Wesenberg-Lund, 1949)	-	-	-	10	1	9
Myriochele oculata Zachs, 1923	-	-	-	8	-	-
Mysella bidentata (Montagu, 1803)	1	-	-	-	5	2
Philine aperta (Linné, 1767)	-	-	7	-	-	7
Phylo foetida (Claparède, 1870)	2	-	-	-	-	-
Prionospio malmgreni Claparède, 1870	-	-	-	3	2	-
Prionospio sp.	-	-	-	9	-	-
Putilla sp.	-	-	6	-	-	-
Schistomeringos neglectus (Fauvel, 1923)	4	-	-	-	-	-
Scolelepis foliosa (Audouin & Milne-Edwards, 1833)	-	-	-	7	10	-
Sipunculida ind.	-	-	4	-	-	-
Terebellides stroemi M. Sars, 1835	-	-	-	-	8	-

Discussione

L'asportazione meccanica del substrato, dove era insediata la fauna bentonica, ha prodotto la defaunazione di tutta l'area soggetta a questo disturbo senza, tuttavia, alterare in modo sostanziale le caratteristiche generali dell'ambiente e del substrato stesso. Perciò, il processo di ricolonizzazione ed il relativo trend successionale che esso ha delineato possono essere considerati autogeni, nel senso che non sono il risultato di successivi adattamenti ad una condizione ambientale che va modificandosi, ma derivano da un processo interno di riorganizzazione della comunità.

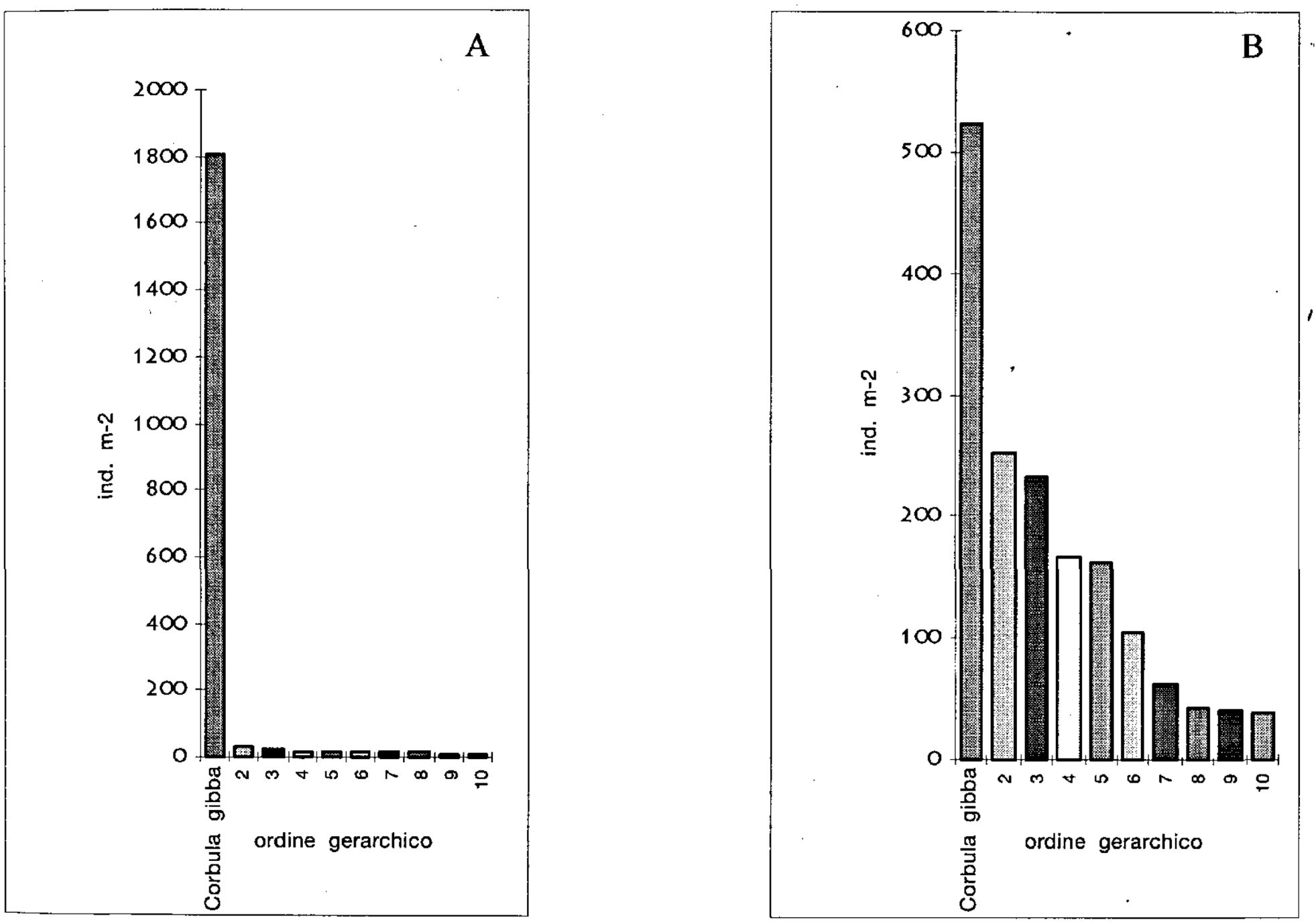


Fig. 4 - Abbondanza delle 10 specie più rappresentate nei primi due periodi (A= dopo 2 mesi dal dragaggio; B= dopo 6 mesi dal dragaggio).Le specie sono riportate nella tabella 1.
Abundance of the 10 most represented species in the first two periods (A= 2 months after dredging; B= 6 months after dredging). Species are reported in table 1.

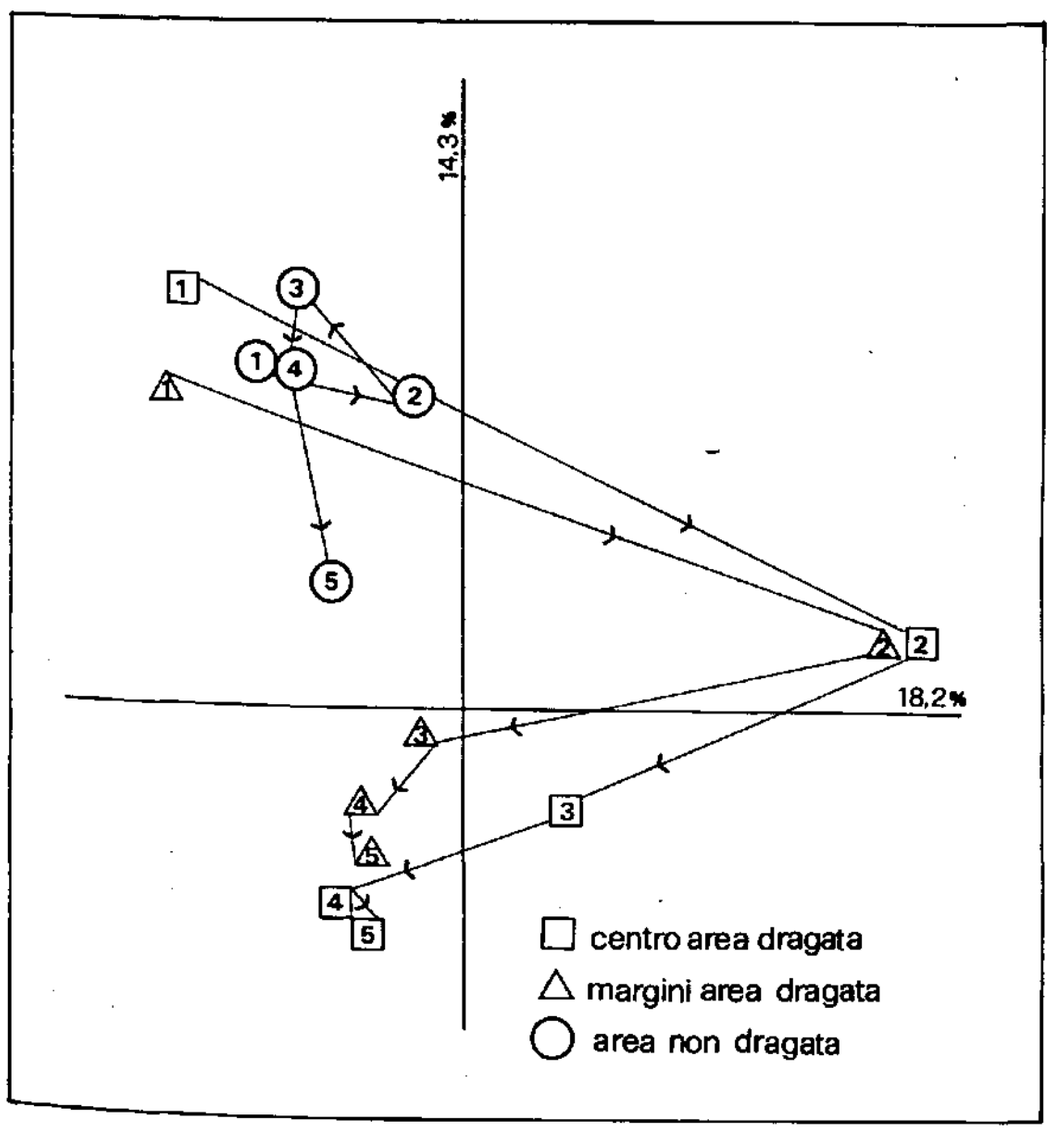


Fig. 5 - Ordinamento mediante Analisi Fattoriale delle Corrispondenze delle comunità dei campioni delle varie zone e periodi effettuato con i descrittori tassonomici (1= prima del dragaggio; 2= due mesi dopo il dragaggio; 3= sei mesi dopo il dragaggio; 4= diciotto mesi dopo il dragaggio; 5= trenta mesi dopo il dragaggio).
Ordination by Factorial Analysis of Correspondences of the communities of the different zones and periods performed by taxonomical descriptors (1= before dredging; 2= two months after dredging; 3= six months after dredging; 4= eighteen months after dredging; 5= thirty months after dredging).

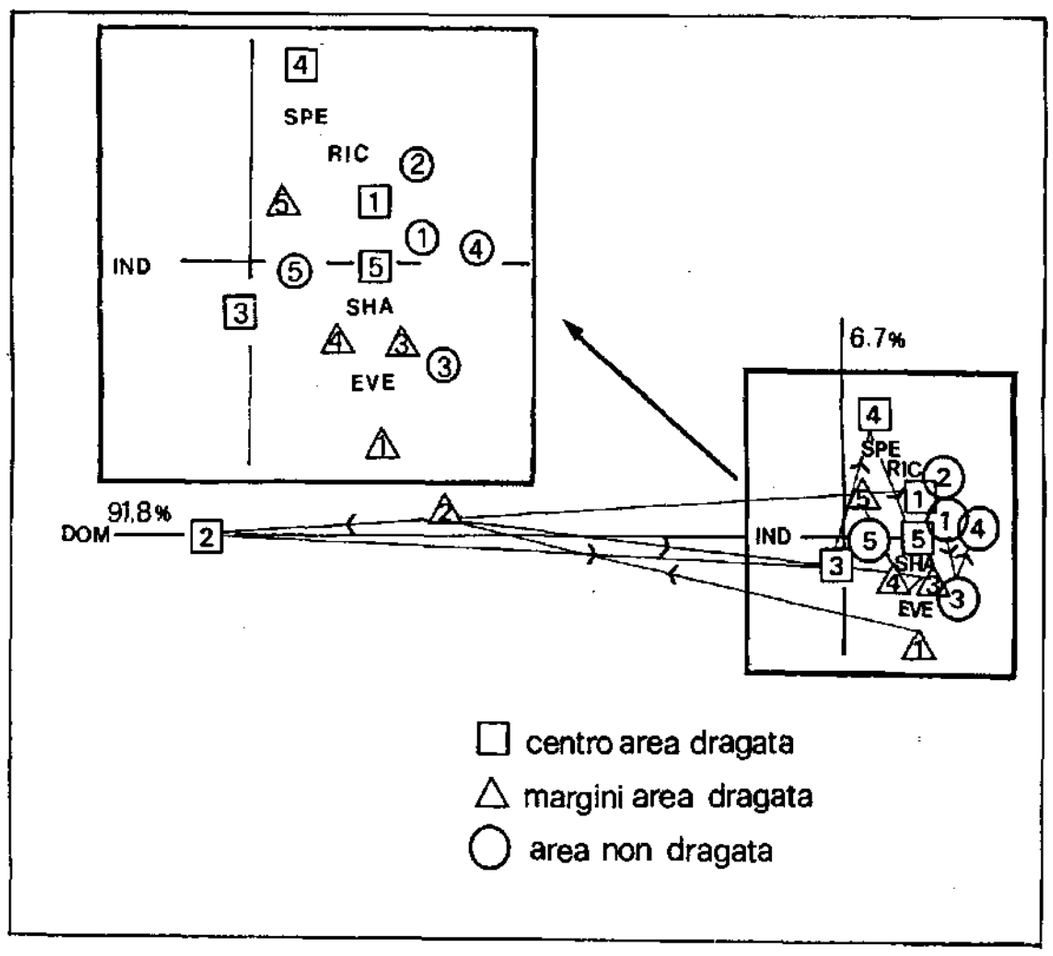


Fig. 6 - Ordinamento mediante Analisi Fattoriale delle Corrispondenze delle comunità dei campioni delle varie zone e periodi effettuato con i descrittori strutturali (1-5= come in figura 5). (SPE: numero di specie; IND: numero di individui; SHA: indice di Shannon; EVE: indice di evenness; RIC: indice di ricchezza specifica; DOM: indice di dominanza).

Ordination by Factorial Analysis of Correspondences of the communities of the different zones and periods performed by structural descriptors (1-5 as in figure 5). (SPE: number of species; IND: number of individuals; SHA: Shannon index; EVE: evenness; RIC: specie richness; DOM: dominance).

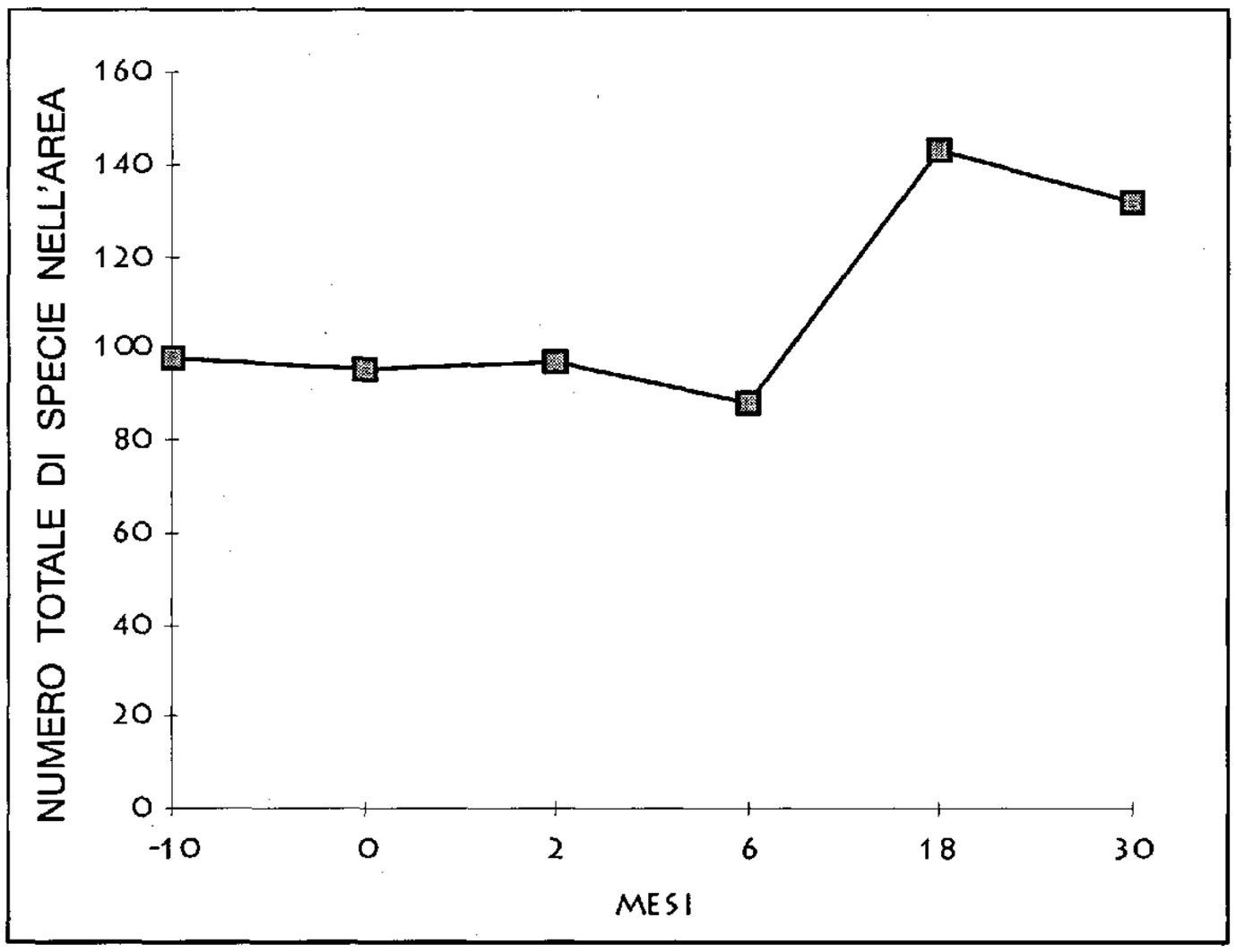


Fig. 7 - Numero totale di specie rinvenute complessivamente nell'intera area (tutti i campioni) nei vari periodi.

Total number of species collected in the whole area (all the samples pooled) in the different periods.

Gli stadi di colonizzazione iniziale sono caratterizzati dalla massiccia presenza di *Corbula gibba* che, insediatasi molto precocemente, raggiunge in breve tempo densità molto elevate. Questo bivalve è tipico di fondali soggetti a ritmo sedimentario particolarmente instabile (Picard, 1965) ed è già stata segnalata come specie pioniera (Salen-Picard, 1981). La sua abilità a fungere da colonizzatore

iniziale è probabilmente da ricercare oltre che nella duttilità delle sue abitudini trofiche, che possono passare dalla filtrazione pura alla detritivoria superficiale, anche nelle caratteristiche del suo ciclo biologico caratterizzato da uno stadio di vita planctonica particolarmente lungo (Curini Galletti, 1987).

La colonizzazione da parte di altre specie culmina nel terzo periodo, circa 18 mesi dopo la defaunazione, con lo stabilirsi di una comunità estremamente ricca e varia in cui coesiste un numero di specie molto elevato. Evidentemente, questo stato strutturale è instabile e transitorio e nel periodo di indagine successiva la comunità perde parte di questa enorme ricchezza specifica e recupera uno stato strutturale molto simile a quello precedente la defaunazione. Un pattern di questo tipo può essere inquadrato nell'ambito della cosiddetta "ipotesi del disturbo intermedio", secondo la quale la più alta diversità è mantenuta a livelli intermedi di frequenza di perturbazione (Connell, 1978; 1979).

Connell e Slatyer (1977), nella loro ben nota classificazione dei meccanismi di successione, individuano schematicamente tre modalità che possono governare questo processo: quello, classico, della facilitazione, quello della tolleranza e quello della inibizione. Nel caso osservato, la massiccia colonizzazione iniziale da parte di *C. gibba* non determina indubbiamente qualche sorta di prelazione dello spazio e delle risorse, né, d'altra parte, la rapidità e la continuità della successiva colonizzazione può far pensare a qualche effetto facilitativo dei primi colonizzatori nei confronti di quelli successivi.

Tuttavia, secondo la definizione stessa di successione, essa, anche se regolata da una sostanziale tolleranza, come pare sia avvenuto in questo caso, dovrebbe sfociare in uno stato finale prevedibile. Questa prevedibilità, tuttavia, pare sia stata limitata allo stato strutturale della comunità mentre, per quanto riguarda la composizione specifica della comunità stessa, essa non è andata a convergere verso il prevedibile stato della comunità preesistente.

Da quanto osservato, l'intero processo può essere distinto in due fasi: quello della colonizzazione, caratterizzato da mutamenti molto rapidi nella struttura e composizione biocenotica, e quello successivo della stabilizzazione, dopo che, con l'esclusione di molte specie reclutate in precedenza, si è ottenuto il riassetto dei parametri interni.

Dopo questa normalizzazione strutturale si può presumere che la spinta dei meccanismi di successione venga meno e che la comunità si trovi in uno stato molto più stabile che nella fase precedente e sia soggetta solo a normali fluttuazioni stagionali o semplicemente stocastiche. Questo può far ritenere che anche la composizione specifica acquisita sia stabile e tenda a permanere. In tal modo, tutta l'area soggetta al disturbo viene a costituire un incluso biocenoticamente variato rispetto all'area circostante non soggetta al disturbo. Ciò ha determinato che, alla fine delle osservazioni, nonostante che la diversità puntuale sia tornata sostanzialmente simile in tutta l'area, la diversità complessiva sia risultata sensibilmente accresciuta.

Nell'evoluzione del pensiero ecologico sulla struttura delle comunità si sono succedute, come due estremi teorici, teorie dell'equilibrio e teorie del non-equilibrio. Le prime hanno concentrato l'attenzione sullo stato finale del sistema, in un loro supposto punto di equilibrio. Evidentemente, in una siffatta visione tempo e variazione non sono parametri pertinenti. Al contrario, per le seconde, che concentrano l'attenzione sullo stato transitorio di sistemi lontani dal loro equilibrio, tempo e variazione sono parametri fondamentali. In quest'ultima ottica, i

risultati che abbiamo evidenziato, riguardo alla diversità puntuale (α) ed alla diversità complessiva (β), sembrano particolarmente pertinenti.

Essi indicano che, nell'ambito di un sistema aperto di non-equilibrio, come si ritiene debbano essere considerate le comunità bentoniche di fondi molli, la dinamica della variazione ed i tempi di ripristino dei due aspetti della diversità sono notevolmente diversi. Ciò, evidentemente, in concomitanza con disturbi ambientali, che sono molto comuni nel benthos anche per cause naturali (ad esempio: deossigenazione del fondo, elevato idrodinamismo, instabilità del regime sedimentario, ecc.), è in grado di mantenere una elevata eterogeneità biocenotica che è, a sua volta, in grado di stabilizzare l'intero sistema.

Summary

In order to analyse the trend of succession during recovery of benthic macrofauna, soft bottoms off Cagliari (Sardinia, Italy) have been sampled concomitantly with dredging operations in this sea area. Due to these operations the bottom was lowered of about 2 m and fauna completely eliminated. Sampling performed in dredged and reference sites included a pre-dredging and five post-dredging occasions performed 10 months prior, immediately after and after 2, 6, 18 and 30 months the end of dredging. The analysis of the macrofauna evidenced the following: (1) The initial communities (2 months) are composed by few species among which the bivalve *Corbula gibba* acts as an opportunist and attain very high densities. (2) In the following period, the recruitment of species is very fast and intense. 18 months after the end of dredging an intermediate community very rich in number of species is established. Subsequently, many of these species are excluded and the community attain again typical parameters similar to those prior to dredging and of the neighbouring sites. (3) Ordering the communities of all periods and sites by a multivariate technique (Factorial Analysis of Correspondences) by means of both structural and taxonomic descriptors evidence that, although communities of the last period are structurally similar to those prior the disturbance, they remain quite different from a taxonomic point of view. (4) At the end of the period of analysis the sample-diversity (α diversity) of recovered sites is similar to that prior to dredging while the global diversity of the entire area (β diversity) is consistently higher. Results are discussed in relation to the actually recognised mechanism of succession, to the theory of intermediate disturbance and to the concepts of equilibrium and non-equilibrium communities.

Bibliografia

ARNTZ W.E., RUMOHR H. (1982) - An experimental study of macrobenthonic colonization and succession, and the importance of seasonal variation in temperate latitudes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **64**: 17-47.

BENZECRI' J.P. (1982) - *L'analyse des donnèes*. Vol. 2: *L'analyse des corrispondances*. Paris, Dunod (3eme edition): 1-63.

CLEMENTS F.E. (1905) - *Research methods in ecology*. Univ. Publ. Co., Lincoln, Nebraska.

CONNELL J.H. (1978) - Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science*, **199**: 1302-1310.

CONNELL J.H. (1979) - Tropical rainforests and coral reefs as open non-equilibrium system. In: *Population Dynamics*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

CONNELL J.H., SLATYER R.O. (1977) - Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.*, **111**: 1119-1144.
CURINI GALLETTI M. (1987) - Recovery of a soft bottom community after extensive dredging. I: Mollusca. *FAO Fisheries Report*, **352,** Suppl.
HUSTON M. (1979) - A general hypothesis of species diversity. *Am. Nat.*, **113**: 81-101.
HUTCHINSON G.E. (1961) - The paradox of the plankton. *Am. Nat.*, **95**: 137-145.
MARGALEF R. (1958) - Information theory in ecology. *Gen. Syst.*, **3**: 36-71.
PICARD J. (1965) - Recherches qualitatives sur les biocenoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Recl. Trav. Stn. Mar. Endoume*, **52** (36): 1-160.
PIELOU E.C. (1975) - *Ecological diversity*. Wiley and Sons, New York: 162 pp.
SALEN-PICARD C. (1981) - Evolution d'un peuplement de vase terrigène cotière soumis à des rejets de dragages dans le Golfe de Fos. *Téthys*, **10** (1): 83-88.
SANTOS S.L., SIMON J.L. (1980) - Marine soft bottom community establishment following annual defaunation: larval or adult recruitment? *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **2**: 235-241.
SHANNON C.E., WEAVER W. (1949) - *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana: 117 pp.
SIMON J.L., DAUER D.M. (1977) - Restablishment of a benthic community following natural defaunation. In: *Ecology of marine benthos*. University of South Carolina Press.: 139-154.
SIMPSON E.H. (1949) - Measurement of diversity. *Nature*, **163**: 688.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 154-163

G. RELINI, S.E. MERELLO, G. TORCHIA

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale
Istituto di Zoologia - Università di Genova, Via Balbi, 5 - 16126 Genova, Italia.

INFLUENZA DELLA SEDIMENTAZIONE SULLA COLONIZZAZIONE E SUCCESSIONE ECOLOGICA DI SUBSTRATI DURI

INFLUENCE OF SEDIMENTATION ON COLONIZATION AND ECOLOGICAL SUCCESSION ON HARD SUBSTRATA

Abstract

In order to study the influence of sedimentation on colonization processes on hard substrata, 20x30 cm panels were immersed at 18m depth in the Loano artificial reef and settlement was observed over a period of 24 months. Communities settled on panels protected by a glass sheet were diversified, rich in species and high biomasses were measured. Communities on panels not protected by a glass sheet were affected by the deposition of sediments, proving poor in species and with low biomasses. Communities settled on shaded surfaces were the richest in species among all the other surfaces considered. Differences in settlement were observed compared to vertical panels, on which particularly high biomasses, but low specific richness were found.

Key-words: benthos, colonization, sedimentation, Ligurian Sea.

Introduzione

L'insediamento degli organismi sui substrati immersi in mare è condizionato da molteplici fattori abiotici e biotici (Relini, 1974), tra i quali sono rilevanti la posizione e la geometria del substrato (Tursi *et al.*, 1977; Riggio e Pisa, 1980), a loro volta condizionanti l'effetto della sedimentazione.

In questa nota vengono esaminati i processi di colonizzazione nell'arco di due anni su superfici orizzontali e verticali in cui sedimentazione e luce sembrano giocare un ruolo di primaria importanza nel determinare le differenziazioni quali e quantitative degli insediamenti macrobentonici di substrato duro.

A fronte di una ricca letteratura sui processi di sedimentazione ed il ruolo trofico del particellato sospeso (per la bibliografia si veda Bavestrello *et al.*, 1991; 1995) scarsi sono i contributi sull'effetto della sedimentazione sulla colonizzazione di substrati duri in particolare in Mediterraneo.

Airoldi nella sua tesi di dottorato (1993) ha descritto le modificazioni dei popolamenti algali di substrato duro in relazione alla sedimentazione lungo il litorale di Calafuria (Livorno). Ardizzone *et al.* (1996) e Somaschini *et al.* (1997) riportano interessanti osservazioni sul possibile ruolo del sedimento nel condizionare le modificazioni della comunità insediatesi sui blocchi di cemento della barriera artificiale di Fregene posta 9 Km a nord della foce del Tevere.

Materiali e metodi

Per valutare l'influenza della sedimentazione sullo sviluppo della comunità bentonica sessile di substrato duro sono stati utilizzati pannelli (20x30x0,3 cm) immersi orizzontalmente, protetti da una lastra di vetro posta parallela e distante

8 cm, e pannelli non protetti. I pannelli sono stati immersi per periodi scalari di tempo (3, 6, 9, 12, 15, 18, 21 e 24 mesi, anni 1994-96) a 18 m di profondità in prossimità dei moduli della barriera artificiale di Loano, per la cui descrizione si veda Relini *et al.* (1994, 1995). Nella stessa stazione sono stati immersi anche pannelli verticali per 3,6,9,12 e 24 mesi (anni 1987-90) (Relini e Cormagi, 1990).

Il flusso sedimentario è stato misurato, con cadenza trimestrale, mediante trappole fissate alle strutture portapannelli. I campioni di sedimento sono stati essiccati in stufa (24h a 105°C) e pesati.

La colonizzazione di ciascuna superficie è stata fotografata e descritta, ed è stato valutato il grado di ricoprimento, mediante l'assegnazione di indici di ricoprimento (IR) (Boudouresque, 1971). L'evoluzione della comunità è stata descritta attraverso l'indice di ricoprimento medio (IRM), ovvero il valore medio convenzionale corrispondente al centro della classe di ciascun intervallo del coefficiente di abbondanza-dominanza, come riportato in tab. 1.

Tab. 1 - Indici di ricoprimento e formula del coefficiente di Bray-Curtis.
Covering indices and Bray-Curtis coefficent formula.

IR	IRM	% ricoprimento	$S_{jk} = 100 \frac{\sum_{i=1}^{p} 2\min(y_{ij}, y_{ik})}{\sum_{i=1}^{p} (y_{ij} + y_{ik})}$
+	0,1%	tracce	
1	2,5%	<5%	y_{ij} = quantità della specie "i"
2	15%	5-25%	(i = 1,2,...,p) del campione "j"
3	37,5%	25-50%	(j = 1,2,...,p).
4	62,5%	50-75%	
5	87,5%	>75%	

La biomassa (espressa in g/dm^2) è stata valutata come peso umido, secco (24h a 105°C) e ceneri (3h a 500°C).

I valori di ricoprimento medio (IRM) relativi alle singole superfici dei quattro pannelli prelevati dopo 12 mesi, che differiscono tra loro per i fattori sedimentazione, posizione e radiazione solare (2 fronti "A" sono protetti dalla sedimentazione e soggetti alla radiazione solare, 2 fronti "B" sono soggetti alla sedimentazione ed alla radiazione solare e 4 retri, "C1" del pannello protetto, "C2" del pannello non protetto, non sono soggetti alla radiazione solare ed alla sedimentazione), sono stati elaborati mediante tecniche di analisi multivariata, analisi dei cluster e multidimensional scaling (MDS, Kruskal e Wish, 1978), applicando il coefficiente di similitudine di Bray-Curtis (1957) (la formula è riportata in tab. 1).

Risultati

Pannelli orizzontali

Complessivamente sono stati rinvenuti 124 taxa (tab. 2).

	Fc	Fs	Rc	Rs	V
MACROALGAE	*	*	*	*	*
Corallinaceae	*	*	*	*	*
MICROALGAE	*	*	*		*
PROTOZOA					
Rhizopoda Foraminifera	*	*	*	*	*
Ciliata Folliculinidae	*	*	*	*	*
PORIFERA			*	*	*
Sycon spp.	*	*	*	*	*
CNIDARIA					
Bougainvillia sp.	*	*	*	*	
Bougainvillia ramosa (Van Beneden, 1844)	*	*	*	*	*
Garveia franciscana (Torrey, 1902)					*
Eudendrium sp.	*	*	*	*	
Eudendrium armatum Tichomiroff, 1887	*	*	*	*	
Obelia sp.		*	*	*	
Obelia dichotoma (Linnaeus, 1758)	*	*	*	*	*
Obelia bidentata Clarke, 1875					*
Obelia geniculata (Linnaeus, 1758)					*
Obelia longissima (Pallas, 1766)					*
Laomedea sp.	*			*	
Laomedea calceolifera (Hincks, 1871)					*
Laomedea angulata (Hincks, 1859)					*
Clytia hemisphaerica (Linnaeus, 1758)	*	*	*	*	*
Clytia linearis (Thornely, 1899)			*	*	*
Sertularella gaudichaudi (Lamouroux, 1824)	*	*	*	*	*
Sertularella polyzonias (Linneus, 1758)	*	*	*	*	
Halecium sp.			*	*	
Plumularia setacea (Linnaeus, 1758)					*
Plumulariidae			*	*	
Campanulinidae	*	*	*	*	
Actinaria	*	*	*	*	
Scleractinia			*	*	
ANNELIDA					
Serpula vermicularis Linnaeus, 1767	*		*	*	*
Serpula concharum Langerhans, 1880	*	*	*	*	*
Hydroides elegans (Haswell, 1883)	*	*	*	*	*
Hydroides norvegicus Gunnerus, 1768	*		*		
Hydroides stoichadon Zibrowius, 1971	*	*			
Hydroides pseudouncinatus p. Zibrowius, 1971	*	*	*	*	*
Hydroides dirampha Mörch, 1863	*		*		
Spirobranchus polytrema (Philippi, 1844)	*	*	*	*	*
Pomatoceros triqueter (Linnaeus, 1767)	*	*	*	*	*
Pomatoceros lamarckii (Quatrefages, 1865)	*	*	*	*	*
Josephella marenzelleri Caullery e Mesnil, 1896	*	*	*	*	*
Semivermilia cribrata (O.G. Costa, 1861)	*	*	*	*	*
Semivermilia crenata (O.G. Costa, 1861)				*	
Filograna implexa Berkeley, 1827	*	*	*	*	*
Pileolaria sp.	*	*	*	*	
Pileolaria militaris Claparéde, 1870			*	*	
Simplaria pseudomilitaris (Thiriot-Quiévreux, 1965)			*		
Janua sp.			*	*	
Sabellidae	*	*	*	*	*
Polychaeta errantia	*	*	*	*	*
MOLLUSCA					
Anomia ephippium Linnaeus, 1758	*	*	*	*	*
Modiolarca subpicta (Cantraine, 1835)	*	*	*	*	*
Ostrea edulis Linnaeus, 1758	*	*	*	*	*
Mytilus galloprovincialis Lamarck, 1819					*
Hiatella arctica (Linneus, 1767)	*	*	*	*	
Hiatella rugosa (Linneus, 1767)	*	*	*	*	*
Lentidium mediterraneum (O.G. Costa, 1839)	*	*	*		
Saxicava sp.					*
Acanthocardia sp.		*			
Acanthocardia tubercolata (Linneaus, 1758)	*				
Parvicardium exiguum (Gmelin, 1791)	*				
Spisula subtruncata (Da Costa, 1778)		*			
Corbula gibba (Olivi, 1792)	*				
Tellina fabula Gmelin, 1791	*	*	*		
Spondylus gaederopus Linnaeus, 1758	*		*	*	
Chama gryphoides Linnaeus, 1758	*		*	*	
Pseudochama gryphina (Lamarck, 1819)	*				
Aequipecten opercularis (Linnaeus, 1758)					*
Chlamys sp.	*	*	*	*	
Bittium reticulatum (Da Costa, 1778)	*				

	Fc	Fs	Rc	Rs	V
Fissurella sp.				*	
Turritella sp.		*		*	
Vermetus triquetrus Ant. Bivona, 1832	*	*	*	*	
Nudibranchia	*	*	*	*	*
Gasteropoda	*	*	*	*	*
Scaphopoda		*			
ARTHROPODA					
Balanus perforatus Bruguiére, 1789	*		*	*	*
Balanus trigonus Darwin, 1854	*	*	*	*	*
Balanus amphitrite Darwin, 1854					*
Balanus eburneus Gould, 1841					*
Pilumnus sp.	*				
Liocarcinus sp.	*				
Decapoda		*	*	*	*
Amphipoda	*	*		*	*
Caprellidae	*	*	*		
Picnogonida	*	*	*	*	*
BRYOZOA					
Nolella gigantea (Busk, 1856)	*	*	*	*	*
Ctenostomata	*		*	*	
Bowerbankia gracilis Leidy, 1855	*				*
Aetea spp.	*	*	*	*	*
Scruparia ambigua (D'Orbigny, 1841)		*			
Conopeum cf reticulum (Linnaeus, 1767)	*	*	*	*	
Callopora lineata (Linnaeus, 1767)	*	*	*	*	*
Callopora dumerilii (Audouin & Savigny, 1826)	*		*	*	
Electra monostachys (Busk, 1854)					*
Caberea boryi (Audouin & Savigny, 1826)	*	*	*	*	
Scrupocellaria sp.	*	*	*		
Scrupocellaria scruposa (Linneus, 1758)	*		*	*	
Bugula sp.	*		*	*	
Bugula stolonifera Ryland, 1960			*	*	
Bugula fulva Ryland, 1960				*	
Savignyella lafontii (Audouin & Savigny, 1826)	*	*	*	*	*
Umbonula ovicellata Hastings, 1944	*		*	*	*
Reptadeonella violacea (Johnston, 1847)	*		*	*	
Watersipora complanata (Norman, 1864)	*	*	*	*	*
Cryptosula pallasiana (Moll, 1803)	*	*	*	*	*
Pentapora ottomulleriana (Moll, 1803)			*	*	*
Pentapora fascialis (Pallas, 1766)	*	*	*	*	
Escharina vulgaris (Moll, 1803)			*	*	*
Schizobrachiella sanguinea (Norman, 1868)	*	*	*	*	*
Schizomavella sp.	*		*	*	
Schizomavella auricolata cuspidata (Hincks, 1880)			*	*	
Schizomavella hastata (Hincks, 1862)					*
Schizoporella errata (Waters, 1878)	*	*	*	*	*
Schizoporella longirostris Hincks, 1886	*	*	*	*	
Fenestrulina malusii (Audouin & Savigny, 1826)			*	*	
Microporella ciliata (Pallas, 1766)			*	*	
Chorizopora brongniartii (Audouin & Savigny, 1826)			*	*	*
Sertella septentrionalis Harmer, 1933			*	*	
Cellepora sp.			*	*	
Celleporina sp.	*		*	*	
Celleporina globulosa (D'Orbigny, 1852)			*	*	*
Turbicellepora magnicostata (Barroso, 1919)	*	*	*	*	*
Puellina sp.		*	*	*	
Parasmittina sp.			*		
Figularia figularis (Johnston, 1847)			*		
Crisia sp.	*		*	*	
Diplosolen obelia (Johnston, 1838)	*		*	*	
Lichenopora radiata (Audouin & Savigny, 1826)	*	*	*	*	*
Tubulipora sp.					*
Annectocyma major (Johnston, 1847)					*
Cyclostomata			*	*	
ECHINODERMATA					
Ofiuroidea		*			
Echinoidea	*	*			
CHORDATA					
Ciona intestinalis (Linnaeus, 1767)			*		
Didemnum maculosum (Milne-Edwards, 1841)	*		*	*	
Diplosoma listerianum (Milne-Edwards, 1841)			*		
Didemnidae	*		*	*	*
Pyuridae	*		*	*	*
Numero totale di taxa	**88**	**69**	**102**	**96**	**69**

E' stata esaminata l'evoluzione delle comunità sulle diverse superfici dei pannelli protetti e non protetti (tab. 3, fig. 1).

Tab. 3 - Numero di taxa e ricoprimento medio osservato sulle superficie dei pannelli orizzontali e verticali per i diversi tempi di esposizione.
Number of taxa and average covering indices observed on the surfaces of horizontal and vertical panels for each period of exposure.

PANNELLO/TEMPI		3 mesi	6 mesi	9 mesi	12 mesi	15 mesi	18 mesi	21 mesi	24 mesi
Orizzontale	N° taxa	20	20	26	23	33	19	21	25
Fronte protetto	IRM	5,6	8,3	18,4	35,5	88	58,1	95,6	63
Orizzontale	N° taxa	11	17	22	20	24	16	18	14
Fronte non protetto	IRM	3,2	3,3	5,9	5,7	20,8	20,6	75,3	8
Orizzontale	N° taxa	32	36	34	26	31	40	24	26
Retro (F.p.)	IRM	107,7	73	25,6	50,5	47,9	93,1	70,5	70,5
Orizzontale	N° taxa	30	38	30	30	22	31	30	20
Retro (F.n.p.)	IRM	18,1	55,8	50,6	25,8	48	98,2	135,4	43
Verticale	N° taxa	9	22	22	19	-	-	-	23
	IRM	190,3	332,8	325,2	262,7	-	-	-	255,2

Il fronte dei pannelli protetti dopo 3 mesi di immersione risulta colonizzato principalmente da serpulidi (*Pomatoceros triqueter, Spirobranchus polytrema* e *Semivermilia cribrata*) e colonie di briozoi incrostanti (*Schizobrachiella sanguinea, Schizoporella errata, Watersipora complanata, Pentapora fascialis, Diplosolen obelia*). Dopo 6 mesi di immersione il popolamento è arricchito dalla comparsa di ascidie coloniali (Didemnidi) e bivalvi (*Ostrea edulis*). Questa fase è seguita dalla dominanza di ostriche e di briozoi incrostanti in tutti i mesi successivi. In particolare dopo 21 mesi le ostriche costituiscono più del 65 % del ricoprimento totale della superficie. La maggiore diversità si osserva in corrispondenza della superficie immersa per 15 mesi, sulla quale sono stati determinati 33 taxa.

Il fronte dei pannelli non protetti risulta meno insediato e caratterizzato da una bassa diversità specifica rispetto a quello dei pannelli protetti, durante i due anni di studio.

I retri dei pannelli protetti e non protetti non presentano significative differenze fra loro. Su entrambi la comunità è caratterizzata da briozoi incrostanti e serpulidi che già dopo 6 mesi raggiungono percentuali di ricoprimento elevate.

Dal confronto tra le-diverse superfici dei pannelli immersi per 12 mesi (fig. 2) le comunità sviluppatesi sui fronti sottoposti alla sedimentazione (B) risultano nettamente differenziate dalle altre considerate, mentre le comunità insediate sui fronti protetti dalla sedimentazione (A) sono più simili alle comunità insediate sui retri (C1, C2).

Tab. 2 - Elenco delle specie rinvenute su pannelli orizzontali e verticali (Fc, Rc = fronte protetto dalla sedimentazione e retro; Fs, Rs = fronte non protetto dalla sedimentazione e retro; V = verticale).
List of species found on horizontal and vertical panels (Fc, Rc = upper side of panel protected from sedimentation and rear side; Fs, Rs = upper side of panel not protected from sedimentation and rear side; V = vertical panel).

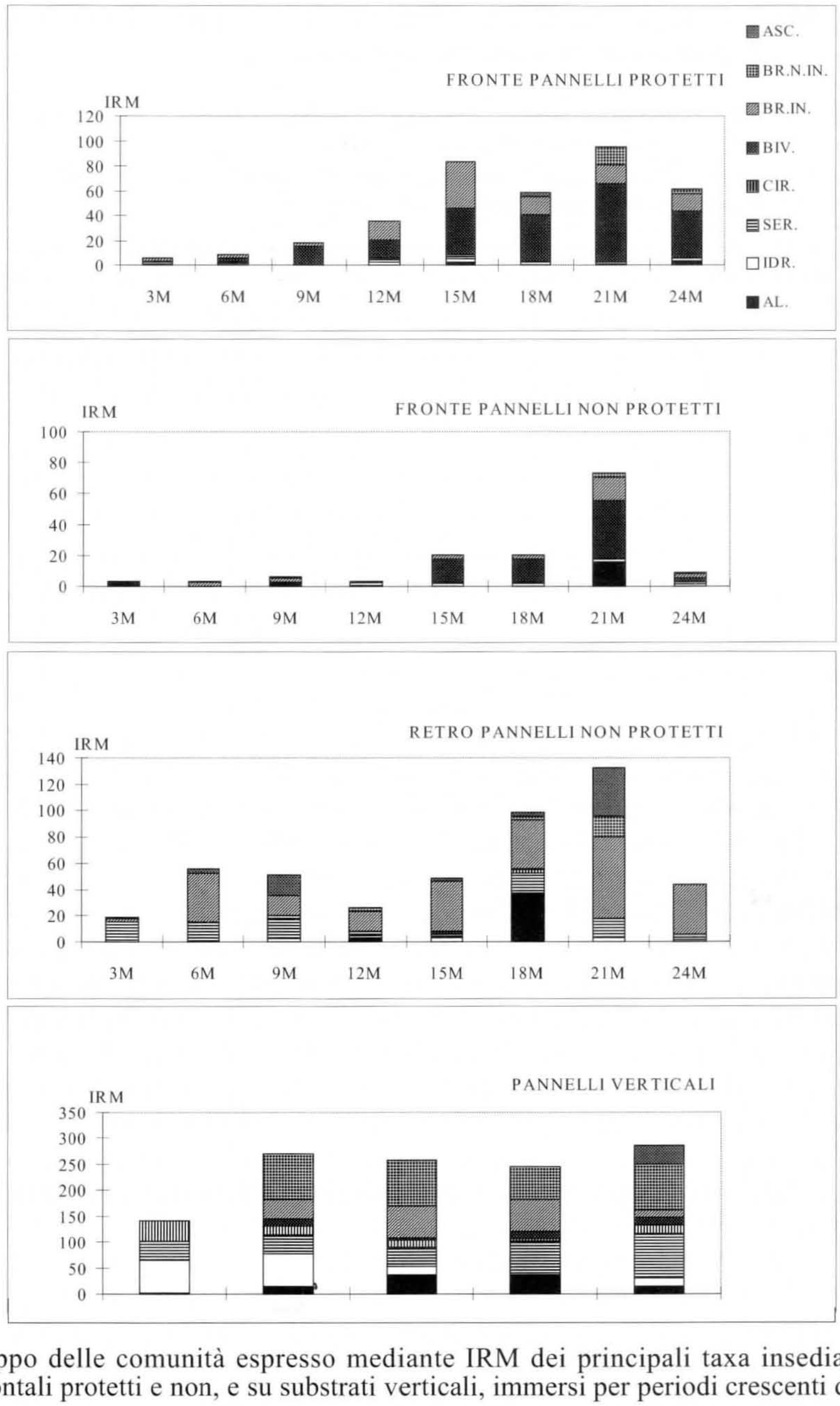


Fig. 1 - Sviluppo delle comunità espresso mediante IRM dei principali taxa insediati su pannelli orizzontali protetti e non, e su substrati verticali, immersi per periodi crescenti di esposizione.
Development of the settlement of the main taxa (average covering index) on horizontal protected and unprotected panels, vertical panels, exposed for increasing periods of immersion.

biomassa

La biomassa accumulatasi sul fronte dei substrati protetti dopo 3 mesi di immersione risulta piuttosto scarsa (fig. 3). A 12 mesi si nota un incremento piuttosto consistente, probabilmente dovuto alla crescita di ostriche e allo sviluppo di estese colonie di briozoi incrostanti. Sul substrato immerso per 15 mesi la

biomassa aumenta 5 volte rispetto ai precedenti 12 mesi. Il pannello prelevato dopo 21 mesi, a cui corrisponde il massimo sviluppo delle ostriche, presenta i valori in peso più alti nell'arco dei due anni (peso umido 75,09 g/dm^2).

La biomassa sul fronte dei pannelli non protetti risulta decisamente inferiore rispetto a quella sul fronte dei pannelli protetti. Il valore più alto, corrispondente al substrato immerso per 21 mesi, è pari a 10,49 g/dm^2, circa 7 volte inferiore a quello del pannello protetto.

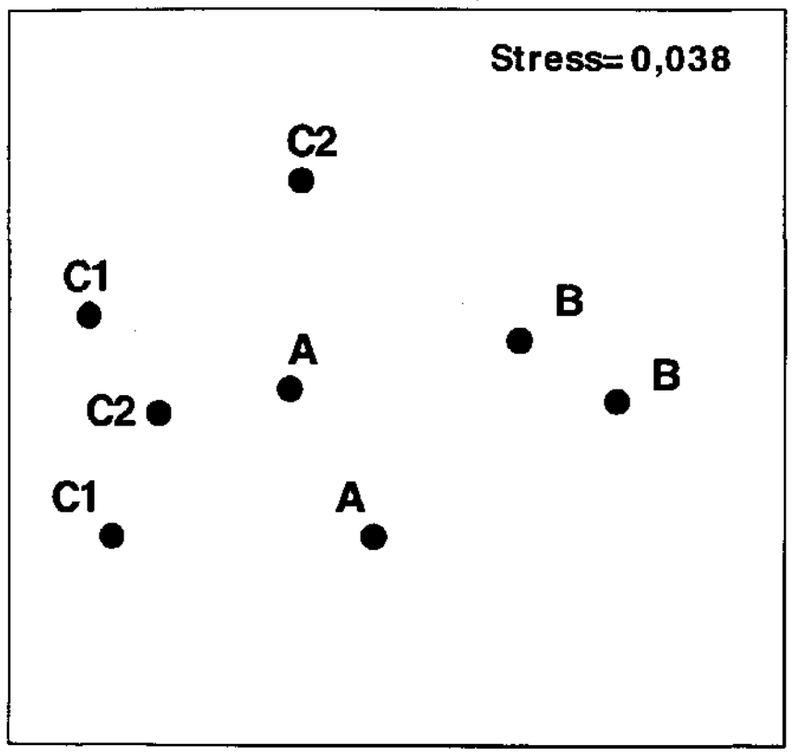


Fig. 2 - MDS (coefficiente di Bray-Curtis) tra le 8 superfici dei pannelli immersi per 12 mesi (A = fronte protetto dalla sedimentazione e esposto alla radiazione solare; B = fronte esposto alla sedimentazione e alla radiazione solare; C1, C2 = retro dei pannelli non esposti a sedimentazione e radiazione solare).

MDS (Bray-Curtis coefficient) between the 8 surfaces of the panels immersed for 12 months (A = upper side protected from sedimentation and subject to solar radiation; B = upper side subject to sedimentation and solar radiation; C1, C2 = rear side not subject to sedimentation and solar radiation).

Le biomasse insediate sul retro dei pannelli protetti e non protetti non presentano evidenti differenze tra loro. I valori risultano inferiori a quelli misurati sul fronte dei pannelli protetti e superiori a quelli sul fronte dei non protetti.

Pannelli verticali

Complessivamente sono stati rinvenuti 69 taxa (tab. 2). I pannelli verticali presentano alti valori di ricoprimento a tutte le esposizioni esaminate (tab. 3): dopo 3 mesi di immersione il substrato è caratterizzato dalla massiccia presenza di idroidi (*Clytia hemisphaerica* e *Laomedea angulata*) (fig. 1). Dopo 6 mesi aumentano notevolmente i briozoi non incrostanti (*N. gigantea, Bowerbankia gracilis*, *Aetea* spp., *Savignyella lafontii*), che dominano anche il popolamento di 9 mesi insieme a estese colonie di briozoi incrostanti (*Schizobrachiella sanguinea, Schizoporella errata*). Dopo lunghi periodi di esposizione (12 e 24 mesi) aumentano notevolmente i serpulidi.

Biomassa

La biomassa, espressa come peso umido (g/dm^2), risulta piuttosto scarsa a 3 e 6 mesi, ma aumenta gradualmente a partire dai 9 mesi di immersione, fino a raggiungere valori massimi a 24 mesi (76,17 g/dm^2) (fig. 3).

Discussione e conclusioni

Il flusso sedimentario medio nei due anni è risultato pari a 92,80 g/m^2/giorno; il valore massimo è stato misurato in inverno (212,98 g/m^2/giorno), il valore minimo in primavera (10,12 g/m^2/giorno). Si tratta di valori di gran lunga più elevati di quelli riportati in zone rocciose da Airoldi (1993) per Livorno e da Bavestrello *et al.* (1991, 1995) per il Monte di Portofino, a conferma del ruolo della sedimentazione nel condizionare i popolamenti delle superfici esposte della

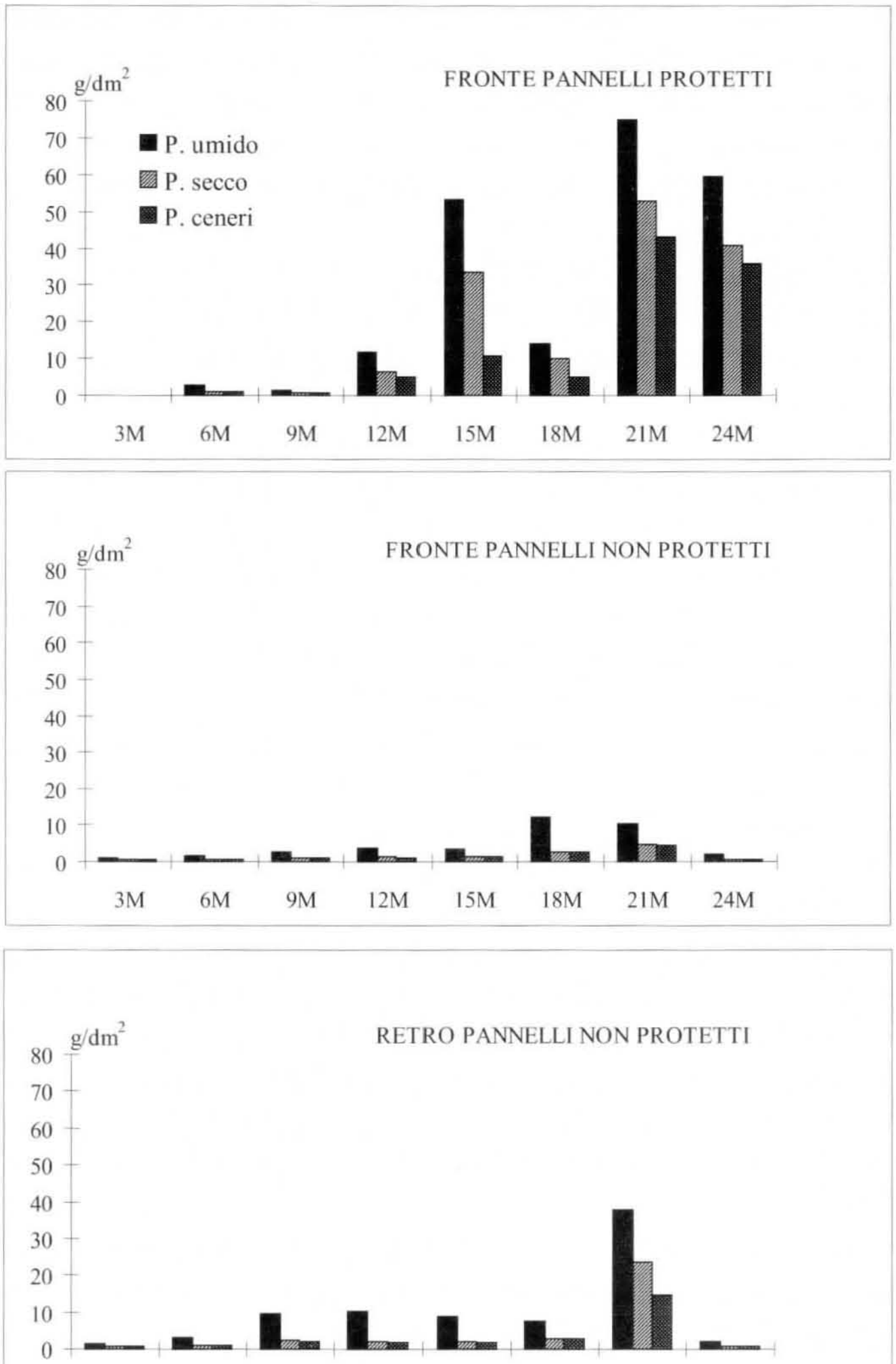


Fig. 3 - Biomassa misurata sulle diverse superfici esaminate (orizzontali protette e non, e verticali) ed espressa come peso umido, secco e ceneri (g/dm^2).

Biomass measured on the different surfaces (horizontal protected and unprotected, vertical) given as wet, dry and ash weight (g/dm^2).

barriera artificiale di Loano. Il confronto tra le comunità bentoniche sessili insediate su superfici orizzontali protette e non dalla sedimentazione ha evidenziato infatti l'importanza del sedimento nel condizionare lo sviluppo del benthos sia in termini qualitativi (ricchezza specifica) che quantitativi (biomassa bentonica).

Sulle superfici protette dalla sedimentazione si è avuto lo sviluppo di una comunità ricca e diversificata, caratterizzata nel suo stadio più maturo (ovviamente nell'arco dei 24 mesi di osservazione) da ostriche e diverse specie di briozoi, sia incrostanti che eretti. L'insediamento dopo 12 mesi ha raggiunto le caratteristiche salienti poi mantenute negli stadi successivi fino a 24 mesi. La biomassa è risultata piuttosto elevata.

Lo stesso substrato non protetto dalla sedimentazione, presenta una comunità decisamente più povera: i taxa sono diminuiti da 88 a 69, in particolare briozoi ed ascidie sembrano condizionati dal sedimento (Shin, 1981). L'intera successione ecologica appare penalizzata, il ricoprimento risulta sempre minore rispetto al substrato protetto; la biomassa è la più bassa tra tutte quelle esaminate (compresi pannelli verticali ed i retro degli orizzontali con scarsa illuminazione). La comunità, che dopo 21 mesi aveva raggiunto discreti valori di copertura e biomassa, a 24 mesi ha subito una regressione, non osservata sui substrati protetti, ed è apparsa estremamente impoverita, con una biomassa, espressa in peso umido, 30 volte inferiore rispetto a quella rilevata in assenza di sedimentazione. Probabilmente l'accumulo di sedimento, oltre a impedire la colonizzazione del substrato da parte di alcune specie e a causare la riduzione di altre, non permette il normale sviluppo della comunità determinando talvolta processi di involuzione con drastiche riduzioni di biomassa e ricoprimento. Su strutture artificiali immerse in Mar Tirreno (Ardizzone *et al.*, 1996; Somaschini *et al.*, 1997) il consistente incremento del sedimento è stata la probabile causa del declino della comunità a mitili. In seguito alla sedimentazione, nonostante un incremento temporaneo della diversità nella comunità a policheti, gli autori hanno constatato globalmente una semplificazione della comunità.

L'analisi delle comunità insediate sulle superfici inferiori dei pannelli permette il confronto con un ambiente caratterizzato da assenza di sedimentazione e da riduzione della radiazione solare.

La ricchezza specifica è risultata la più alta tra quelle esaminate (102 taxa), i briozoi, le cui larve sono tendenzialmente sciafile (Harmelin, 1976), ed i serpulidi sono dominanti. I valori di biomassa sono risultati però piuttosto bassi, di poco superiori a quelli osservati sulle facce superiori sottoposte alla sedimentazione ed alla luce diretta. In ambiente sciafilo ed in totale assenza di sedimentazione, si è quindi sviluppata una comunità più diversificata e complessa, anche se con biomasse non elevate. Similmente a quanto osservato nel Mar Piccolo di Taranto (Tursi *et al.*, 1977) sono state quindi descritte associazioni differenti tra le superfici esposte alla luce e quelle in ombra dei substrati orizzontali.

Sui pannelli verticali, che sono molto meno soggetti alla sedimentazione, ed esposti a una minore intensità luminosa rispetto ai pannelli orizzontali (faccia superiore), la ricchezza specifica è risultata bassa (69 taxa); le comunità sono caratterizzate dalla presenza di briozoi non incrostanti e serpulidi e già dopo 6 mesi presentano caratteristiche (gruppi presenti e ricoprimento) che rimarranno simili per tempi più lunghi di esposizione. Gli idroidi sembrano preferire le superfici verticali, meno illuminate di quelle orizzontali rivolte verso l'alto. La biomassa ed i valori di ricoprimento risultano elevati, mediamente superiori anche

a quelli osservati sui pannelli orizzontali in assenza di sedimentazione, in tutti i mesi esaminati. Si tratta evidentemente di una comunità più semplice, nella quale però le poche specie presenti risultano piuttosto abbondanti. La posizione del substrato similmente a quanto osservato a Vancouver Island (Vandermeulen e De Weedre, 1982) ha condizionato non solo la qualità (n° di specie), ma anche la quantità degli organismi insediati.

Tra tutte le comunità esaminate nei loro diversi stadi evolutivi, sviluppate in ambienti differenti per regime sedimentario, illuminazione e posizione, quelle sottoposte alla sedimentazione diretta sono risultate le più povere di specie e caratterizzate da indici di ricoprimento e biomassa bassi. Tuttavia, nonostante l'indubbia importanza del flusso sedimentario osservato sulla barriera artificiale di Loano, superiore a quello di altre zone rocciose del Mar Ligure in precedenza ricordate, non si può escludere l'influenza sulle comunità bentoniche dei pannelli protetti dalla lastra di vetro di una possibile diminuzione dell'intensità luminosa e di un differente idrodinamismo.

Summary

Much research has been carried out on sedimentation processes and the role of suspended particulate matter, but few papers deal with the influence of sedimentation on the composition of communities and in particular on the colonization patterns of rocky bottoms.

The development of sessile benthic communities, settled on hard substrata and subject to different sedimentation rates, were studied over a period of 24 months. To this aim different panels were used: panels immersed horizontally, protected by a glass sheet (8 cm away), panels unprotected by a glass sheet and panels immersed vertically.

The average sedimentation rate (measured every 3 months by means of traps fixed on the structure) was 92,80 g/m^2/day; the maximum value was measured in winter (212,98 g/m^2/day), the minimun in spring (10,12 g/m^2/day). A comparison between those surfaces protected and those unprotected by sedimentation shows the importance of the sedimentation rate in determinig the development of benthic communities in terms of quality (species richness) and quantity (benthic biomass). On the surfaces protected by sedimentation the communities were rich and diversified (88 taxa), characterized in their mature stages (over 24 months of observations) by oysters and many species of encrusting and erect bryozoans; the biomass was high.

The same surface unprotected by sedimentation showed definitely poorer communities: the taxa classified were 69, and in particular bryozoans and ascidians seemed more influenced by sediments. The whole ecological succession appeared to suffer, the covering was always lower than on the protected surface; the biomass was the lowest of all those examined (including vertical panels and the barely lighted rear sides of horizontal ones).

The study of the communities settled on the rear sides of the panels enables us to make a comparison with an environment characterized by the absence of sedimentation and the reduction of solar radiation, where communities proved to be more complex and diversified (dominated by encrusting bryozoans), although biomasses were low.

On vertical panels, which were less subject to sedimentation and exposed to a luminous intensity lower than on horizontal panels (upper side), simpler communities were found, in which however dominant species proved to be fairly abundant.

Among all the communities examined in their different successive stages and developed in different environments in terms of sedimentation rate, lighting and position, those subject to sedimentation had low values in terms of species richness, covering indices and biomasses.

Although a high sedimentation rate was found on the Loano artificial reef, higher than those found in other rocky areas of the West Mediterranean (Portofino Promontory and Calafuria, Livorno), the influence of other factors such as the reduction of luminous intensity and the different hydrodynamics on the panels protected by a glass sheet cannot be excluded.

Bibliografia

AIROLDI L. (1993) - *Studio sperimentale degli effetti della sedimentazione sullo sviluppo e sulla struttura di una comunità macroalgale bentonica infralitorale.* Tesi di Dottorato, Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università di Pisa: 1-180.

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A., GRAVINA M.F., SOMASCHINI A. (1996) - Colonization and disappearance of *Mytilus galloprovincialis* Lam. On an artificial habitat in the Mediterranean Sea. *Estuar., Coast. Shelf Sci.,* **43**: 665-676.

BAVESTRELLO G., CATTANEO-VIETTI R., DANOVARO R., FABIANO M. (1991) - Detritus rolling down a vertical cliff of the Ligurian Sea (Italy) : the role in hard bottom communities. *P.S.Z.N.I : Marine Ecology*, **12** (4): 281-292.

BAVESTRELLO G., CATTANEO-VIETTI R., CERRANO C., DANOVARO R., FABIANO M. (1995)- Annual sedimentation rates and role of resuspesion process along a vertical cliff (Ligurian Sea, Italy). *J. Coast. Res.*, **11** (3): 690-696.

BOUDOURESQUE C.F. (1971) - Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos). *Théthys,* **3**: 79-104.

BRAY J.R., CURTIS J.T. (1957) - An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.,* **27**: 325-349.

KRUSKAL J.B., WISH M. (1978) - *Multidimensional scaling.* Beverly Hills, California, Sage Publications: 1-93.

HARMELIN J.G. (1976) - Les sous-ordre des Tubuliporina (Bryozoaires Cyclostomes) en Mediterranee. Ecologie et systematique. *Mem. Inst. Oceanogr. Monaco*, **10**: 1-326.

RELINI G. (1974) - La colonizzazione dei substrati duri in mare. *Mem. Biol. Mar. Oceanogr.*, **4** (4,5,6): 201-261.

RELINI G., CORMAGI P. (1990) - Colonisation patterns of hard substrata in the Loano artificial reef (Western Ligurian Sea). *FAO Fish. Rep.,* **428**: 108-113.

RELINI G., ZAMBONI N., TIXI F., TORCHIA G. (1994) - Patterns of sessile macrobenthos community development in an artificial reef in the Gulf of Genoa (N-W Mediterranean). *Bull. Mar. Sci.,* **55** (2): 747-773.

RELINI G., RELINI M., TORCHIA G. (1995) - La barriera artificiale di Loano. *Biol. Mar. Medit.,* **2** (1): 21-64.

RIGGIO S., PISA G. (1980) - Osservazioni sui patterns di insediamento di comunità bentoniche portuali in relazione alla geometria del substrato. *Mem. Biol. Mar. Oceanogr.,* **10** (suppl.): 291-297.

SHIN P.K.S. (1981) - The development of sessile epifauna communities in Kylesalia, Kilkieran Bay (west coast of Ireland). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **54** (2): 97-112.

SOMASCHINI A., ARDIZZONE G.D., GRAVINA M.F. (1997) - Long-term changes in the structure of a polychaete community on artificial habitats. *Bull. Mar. Sci.*, **60** (2): 460-466.

TURSI A., LEPORE E., GHERARDI M. (1977) - Relazione tra inclinazione del substrato e insediamento degli organismi bentonici. *Atti IX Congr. S.I.B.M.* Ischia: 439-450.

VANDERMEULEN H., DE WREEDE R.E. (1982) - The influence of orientation of an artificial substrate (transite) on settlement of marine organisms. *Ophelia*, **21** (1): 41-48.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 164-170

M. A. COLANGELO, A. GUERRINI, V. U. CECCHERELLI*

Dipartimento di Biologia, Sez. Evolutiva, Università di Ferrara,
Via L. Borsari 46 - 44100 Ferrara, Italia.
*Dip. di Biologia Evoluzionistica e sperimentale, Università di Bologna, Italia.

RICOLONIZZAZIONE DI COMUNITÀ MEIOBENTONICHE DOPO ANOSSIA INDOTTA

RECOVERY PATTERNS OF MEIOBENTHIC ORGANISMS AFTER INDUCED ANOXIA

Abstract

In a lagoon of the "Valli di Comacchio" complex a field experiment was carried out by incubating both a portion of seagrass meadow and an adjacent unvegetated sediment patch by means of dark benthic chambers to investigate the modifications and the following recovery of meiobenthic communities caused by induced anoxic crises. The recolonization patterns of meiofaunal communities seem related to the habitat and the taxa considered. In both investigated habitats first recolonization appeared mainly ruled by the dominant species in the surrounding environment, but on the longer period the recovery patterns seem to be more articulate in the more complex Ruppia *habitat.*

Key-words: meiobenthos, macrophyte, recolonization, anoxia.

Introduzione

Le comunità bentoniche dei fondi mobili delle acque costiere poco profonde e degli estuari sono soggette a differenti tipi di disturbo, sia fisici che biologici, che variano per frequenza, per intensità ed estensione. La struttura di queste comunità, intesa in termini di composizione e di abbondanza relativa delle specie, può variare in modo marcato in risposta a questi tipi di disturbo. Conseguentemente varia la stabilità in entrambe le sue forme, sia in termini di resistenza che di resilienza (Turner *et al.*, 1995).

In particolare negli ambienti lagunari il progressivo aumento dell'eutrofizzazione è causa di crisi distrofiche e, durante la stagione più calda, anche di crisi anossiche prolungate. L'impatto di questo tipo di disturbo sul compartimento bentonico dipende però dal tipo di organismi autotrofi presenti. In relazione ai quali, i tassi di respirazione e di decomposizione batterica hanno un differente effetto sui flussi bentici dell'ossigeno e di composti chimici quali, per esempio, nutrienti e solfuri.

Quando la causa del disturbo viene eliminata, la successiva ricolonizzazione da parte degli organismi dipende in gran parte dal tipo (e dall'intensità) del disturbo medesimo.

D'altro canto, almeno per gli organimi meiobentonici, il ripristino della struttura di comunità è fortemente influenzato dalla complessità dell'habitat (Hicks, 1986), dalle modalità di movimento degli organismi (Bell e Hicks, 1991) che a loro volta dipendono dal taxon di appartenenza (Palmer, 1988).

Scopo del presente studio è stato quello di analizzare i tempi e le modalità di ricolonizzazione da parte di comuntà meiobentoniche dopo un evento di anossia indotta sia in un habitat a macrofite che in un'adiacente zona di sedimento nudo.

Materiali e metodi

L'esperimento è stato condotto in una laguna del Delta del Po chiamata Valle Smarlacca e facente parte del più largo comprensorio delle Valli di Comacchio. Questo ambiente (di circa 1.9 km^2 di estensione) è ancora caratterizzato dalla presenza di una densa copertura di *Ruppia* sp.. Infatti nella maggior parte delle lagune del Delta del Po, a causa dell'aumentata eutrofizzazione, tali macrofite sono state sostituite da banchi di alghe flottanti (*Ulva rigida)*.

Per comparare l'impatto dell'anossia e la successiva ricolonizzazione in differenti habitats da parte delle taxocenosi a copepodi e a nematodi, sono stati scelti due differenti siti: una stazione di campionamento è stata posta all'interno di un'aerea coperta da una prateria di *Ruppia*, un'altra in un sito adiacente senza copertura vegetale e con sedimento fangoso. Per provocare l'anossia, all'inizio dell'esperimento in entrambe le stazioni sono state poste due camere bentiche scure di replica (diametro=30 cm; volume=2800 cm^3) (per maggiori dettagli, Guerrini *et al.*, in questo volume).

Per seguire l'evoluzione della ricolonizzazione, i campionamenti sono stati effettuati secondo la seguente scadenza temporale: start (cioè al termine dell'incubazione) e dopo 1-3-7-14-21-28-35 giorni. In ciascun sito e ad ogni occasione di prelievo venivano campionate mediante due carote di pseudoreplica (diametro=3 cm), ciascuna delle due "patches" incubate e altrettante adiacenti zone di controllo (vere repliche). Sono stati trattenuti solo i primi 5 cm di sedimento, colorati con Rosa Bengala e conservati in formalina all' 8%. In laboratorio i campioni sono stati setacciati attraverso filtri di 0.052 e 1.00 mm di maglia. La frazione al di sopra di 0.052 mm è stata centrifugata tre volte in LUDOX-TM al 60% in modo da separare gli organismi dal sedimento. Gli organismi meiobentonici sono stati contati per taxa, mentre i copepodi e i nematodi sono stati identificati al livello di specie e distinti per stadi e per sessi. Il disegno di campionamento seguiva un modello di ANOVA a tre vie parzialmente gerarchico con i siti (sedimento nudo (S) e *Ruppia* (R)), come fattore fisso, il trattamento (controllo (C) e anossia (T)) come fattore fisso e i "plots" (repliche A e B) come fattore random gerarchico al trattamento. Quest'ultimo fattore è stato incluso nell'analisi al fine di tenere conto dell'eterogeneità spaziale (Dutilleul, 1993) della distribuzione degli organismi. L'ANOVA è stata condotta dopo trasformazione logaritmica dei dati di abbondanza. Le differenze degli aspetti multivariati della struttura di comunità fra siti, controllo/trattamento e date di campionamento sono state analizzate mediante "multidimensional scaling" non-metrico (MDS) dei dati di densità delle specie dopo trasformazione (doppia radice quadrata) utilizzando come misura di similarità l'indice di Bray-Curtis. La significatività delle differenze fra i fattori in esame è stata determinata mediante l'analisi delle similarità (ANOSIM) (Clarke, 1993). Le specie discriminanti fra gruppi di campioni risultati significativamente differenti, sono state determinate mediante l'analisi della similarità percentuale (SIMPER) (Clarke e Warwick, 1994).

Risultati e conclusioni

I plots degli MDS di tutti i punti-campione (cioè siti, trattamento e tempi) sia per i copepodi che per i nematodi rivelano come il maggior effetto discriminante sulla struttura delle comunità sia dovuto all'habitat. I punti-campione relativi ai due differenti substrati sono infatti completamente separati. Per questo

motivo, per poter meglio seguire l'evoluzione della ricolonizzazione sono stati riportati separatamente gli ordinamenti relativi a ciascun sito.

Riguardo alla taxocenosi a copepodi su sedimento nudo, l'MDS mostra una quasi regolare evoluzione nel tempo delle comunità ricolonizzanti, in contrasto con il raggruppamento più compatto ed omogeneo dei punti-data del controllo (Fig. 1). L'ANOSIM globale rivela un effetto significativo del fattore tempo. I

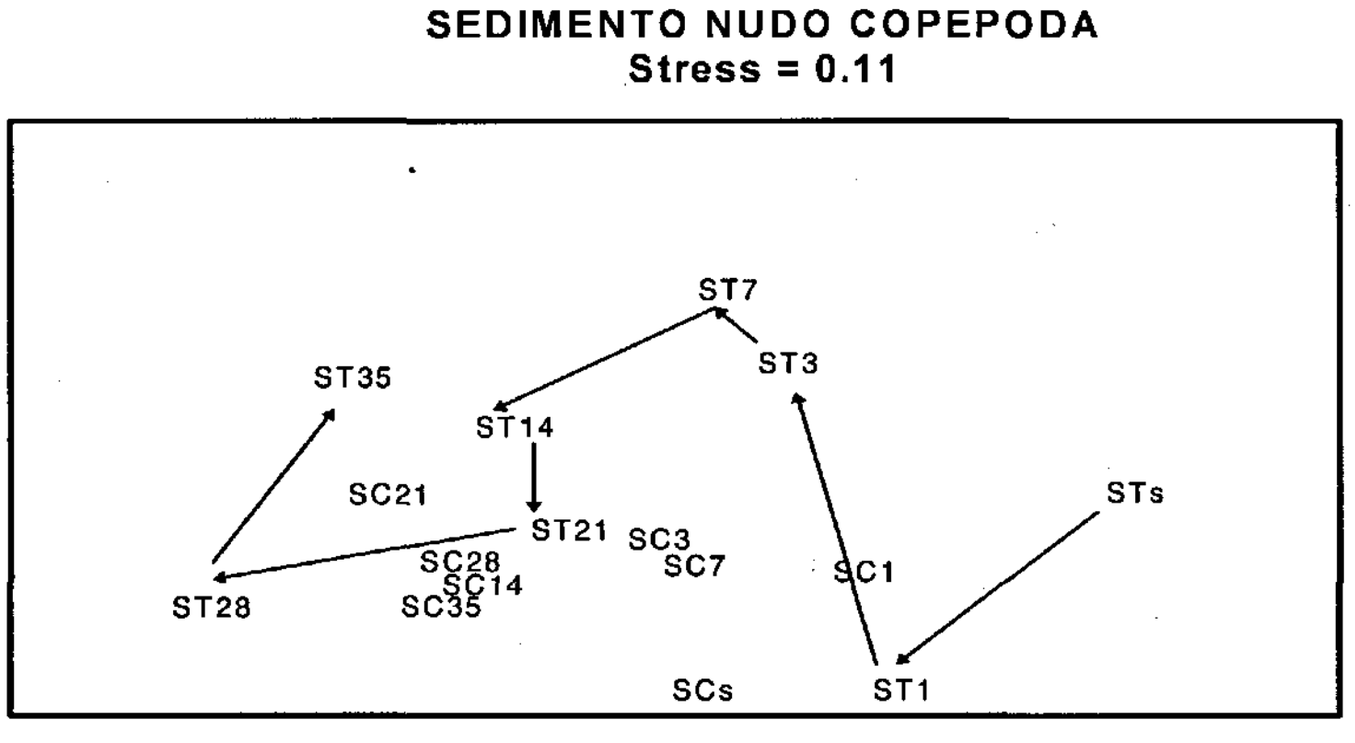


Fig. 1 - MDS non metrico dei punti-campione nel sedimento semplice per il controllo (C) e per il trattamento (T) a ciascuna data di campionamento (s: start, 1, 3, 7, 14, 21, 35).

Two dimensional non-metric MDS ordination plot of Copepod assemblages in bare sediment (S) for control (C) and treatment (T) at each sampling day (s:start, 1, 3, 7, 14, 21, 28, 35).

risultati dell'ANOSIM per i singoli confronti a coppie fra date, rispettivamente nel controllo e nel trattamento, e fra controllo e trattamento per ogni data corrispondente, rivelano come la maggior parte delle differenze fra tempi sia dovuta all'evoluzione della struttura delle comunità nei plots trattamento (Fig. 3c). In particolare il giorno 7 sembra essere un punto discriminante nel processo di ricolonizzazione (Fig. 3c). La graduale evoluzione della struttura di comunità nelle patches che hanno subito il disturbo è ancora più evidente per le taxocenosi del

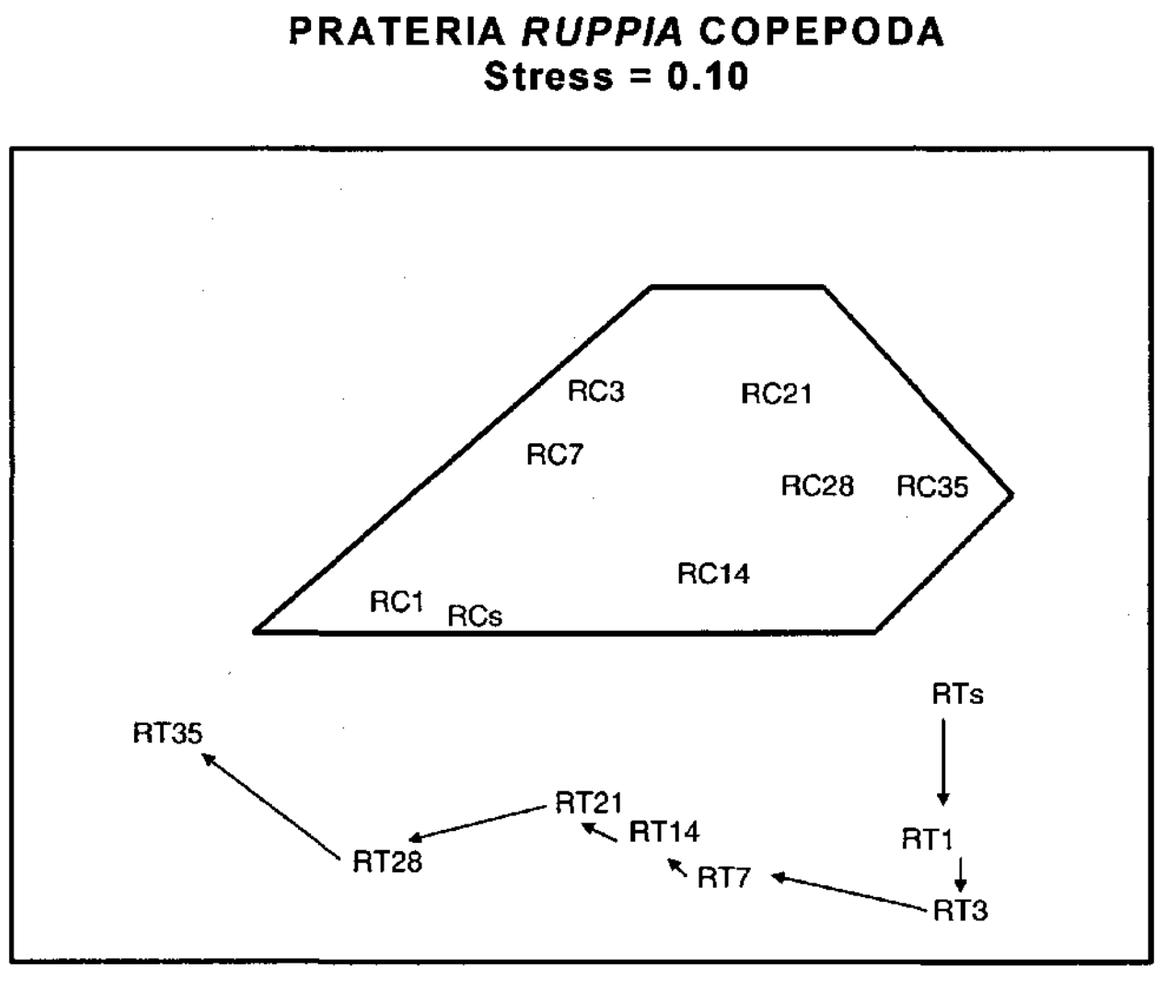


Fig. 2 - MDS non metrico dei punti-campione nella prateria a *Ruppia* per il controllo (C) e per il trattamento (T) a ciascuna data di campionamento (s: start, 1, 3, 7, 14, 21, 35).

Two dimensional non-metric MDS ordination plot of Copepod assemblages in *Ruppia* meadow (R) for control (C) and treatment (T) at each sampling day (s:start, 1, 3, 7, 14, 21, 28, 35).

sito con *Ruppia* (Fig. 2). In questo ambiente l'ANOSIM globale rivela differenze significative per entrambi i fattori (tempi e trattamento). I confronti a coppie (Fig. 3d) mostrano una chiara separazione fra la prima settimana di ricolonizzazione (giorno 7) dal successivo più lungo periodo (giorni 14-35). Inoltre, sono emerse differenze significative di struttura di comunità anche fra trattamento e controllo nelle prime date di campionamento. Questi risultati sono ben spiegati dall'analisi delle specie discriminanti (SIMPER). Su sedimento nudo le differenze di struttura fra la prima settimana e il successivo più lungo periodo sono principalmente dovute all'elevato incremento di densità della specie dominante nel controllo *Ectinosoma dentatum*. Nel sito a *Ruppia*, invece, l'evoluzione della ricolonizzazione sembra essere più articolata e governata dalle specie fitali quali *Heterolaophonte stroemi* e *Cyclopina gracilis*, quest'ultima quasi del tutto assente nell'ambiente sedimentario. In confronto al sedimento nudo, la prima fase di ricolonizzazione sembra, inoltre, più lenta. L'analisi SIMPER delle specie discrimanti fra controllo e trattamento mostra come le densità delle specie fitali rimangono significativamente più basse durante i primi 3 giorni di ricolonizzazione.

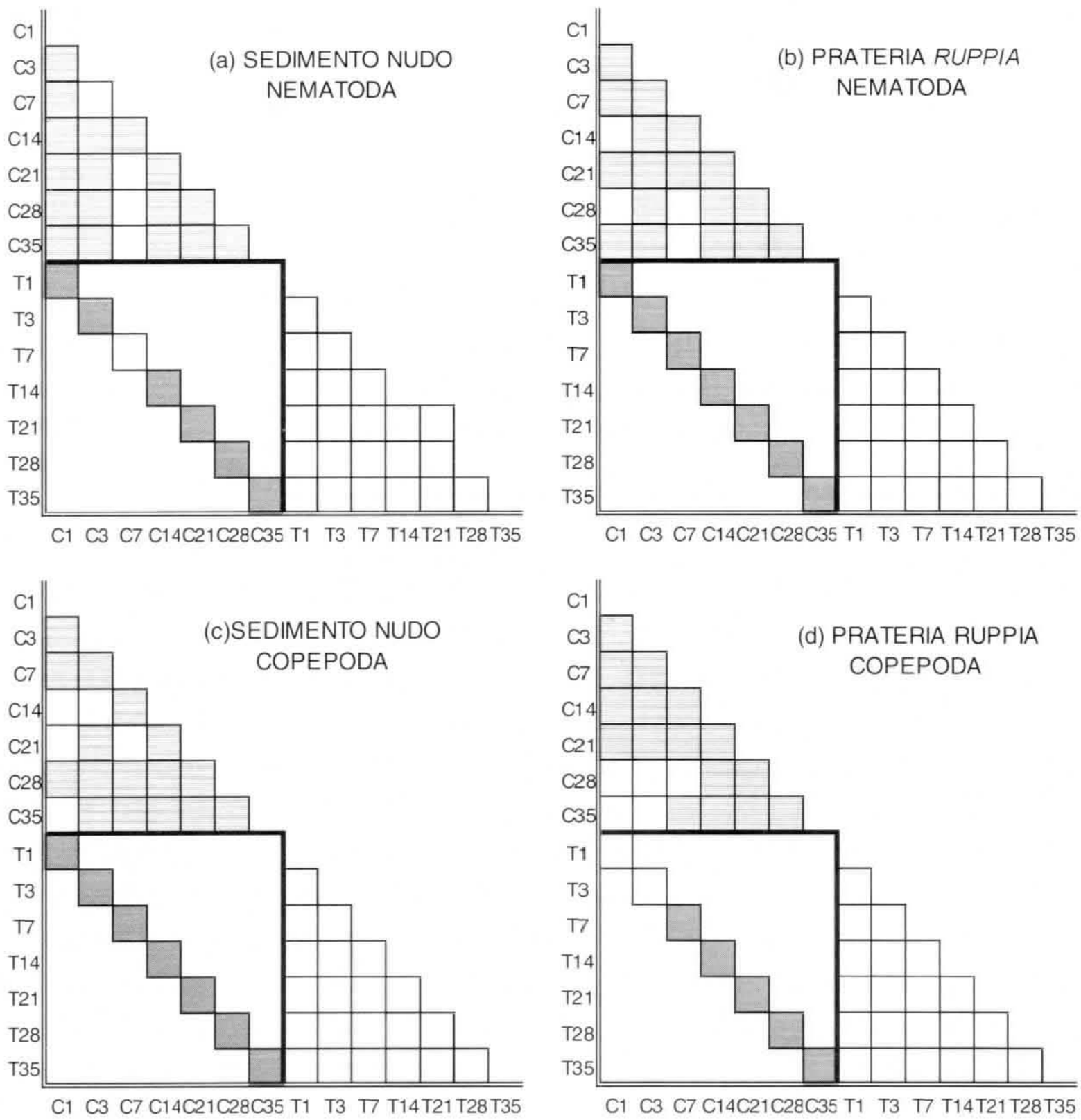


Fig. 3 - "Trellis diagrams" per le significatività dei confronti a coppie derivanti dall'ANOSIM fra date di campionamneto all'interno del controllo (C) e del trattamento (T) rispettivamente, e fra controllo e trattamento a date corrispondenti (1, 3, 7, 14, 21, 28, 35). Aree tratteggiate: n.s.; aree bianche: $p<0.05$.

Trellis diagrams summarizing significances of ANOSIM pairwise comparisons between sampling days for control (C) and for treatment (T), and between controll and treatment at each corresponding day (1, 3, 7, 14, 21, 28, 35). Shaded areas: n.s.; balnk areas: $p<0.05$.

Riguardo ai nematodi, l'MDS condotto per i punti-campione del sedimento nudo non rivela nessuna chiara separazione dei campioni del controllo da quelli relativi al trattamento. In particolare, dal 14° giorno in poi tutti i punti-campione vanno a convergere in un ben compatto "cluster" (Fig. 4). I confronti a coppie derivati dall'analisi ANOSIM confermano questo dato (Fig. 3a). Ciò è dovuto, come mostrato dal SIMPER, al fatto che la densità della specie dominante il controllo, *Terschellingia longicaudata*, rimane pressocchè costante nel tempo. Infatti questa specie nel più semplice ambiente sedimentario non appare risentire dell'effetto dell'anossia (Guerrini *et al.*, in questo volume). L'MDS condotto per i

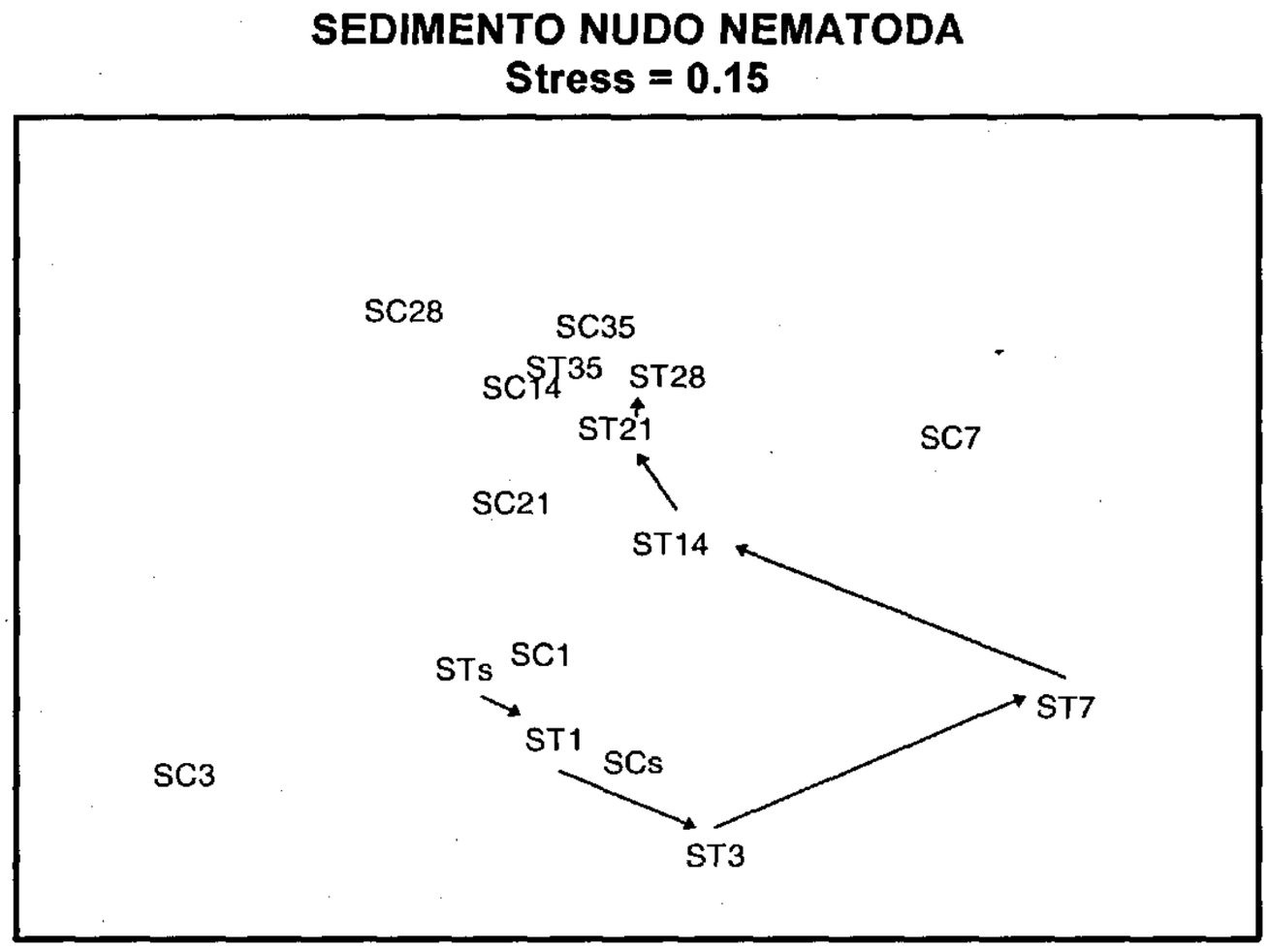


Fig. 4 - MDS non metrico dei punti-campione nel sedimento semplice per il controllo (C) e per il trattamento (T) a ciascuna data di campionamento (s: start, 1, 3, 7, 14, 21, 35).
Two dimensional non-metric MDS ordination plot of Nematode assemblages in bare sediment (S) for control (C) and treatment (T) at each sampling day (s:start, 1, 3, 7, 14, 21, 28, 35).

punti-campione dell'habitat a *Ruppia*, invece, mostra una certa separazione fra i punti-campione del trattamento relativi alla prima settimana rispetto a quelli delle settimane successive. Inoltre questi ultimi rimangono distanziati rispetto ai corrispondenti punti-campione del controllo (Fig. 5). I confronti derivanti dall'ANOSIM confermano questa graduale evoluzione della comunità dei nematodi nelle zone disturbate (Fig. 3b), anche se in modo meno marcato rispetto a quanto visto per i copepodi. L'analisi SIMPER condotta per i confronti fra i campioni trattamento della prima settimana e quelli del più lungo periodo, mostra come le differenze fra questi due gruppi di campioni siano fondamentalmente imputabile all'aumento delle densità di specie tipicamente fitali quali quelle appartenenti alle famiglie dei Chromadoridae (*Neochromadora poecilosomoides, Chromadorita* sp.) e degli Oncholaimidae (*Viscosia glabra, Oncholaimus skawensis*) e al significativo decremento delle abbondanze di *T. longicaudata* e di *Sabatieria punctata.*

In generale, i differenti andamenti della ricolonizzazione delle comunità meiobentoniche in Valle Smarlacca, sembrano fortemente dipendere dall'habitat (Bell e Hicks, 1991), ma anche dall'appartenenza degli organismi ai differenti taxa (Olafsson e Moore, 1992). Il recupero della struttura di comunità sembra più lento ed articolato nella prateria a *Ruppia* rispetto al sedimento nudo, probabilmente a causa del più marcato impatto che l'incubazione delle camere bentiche scure ha avuto sull'habitat fitale. Ciò sembrerebbe dovuto ad un maggior arric-

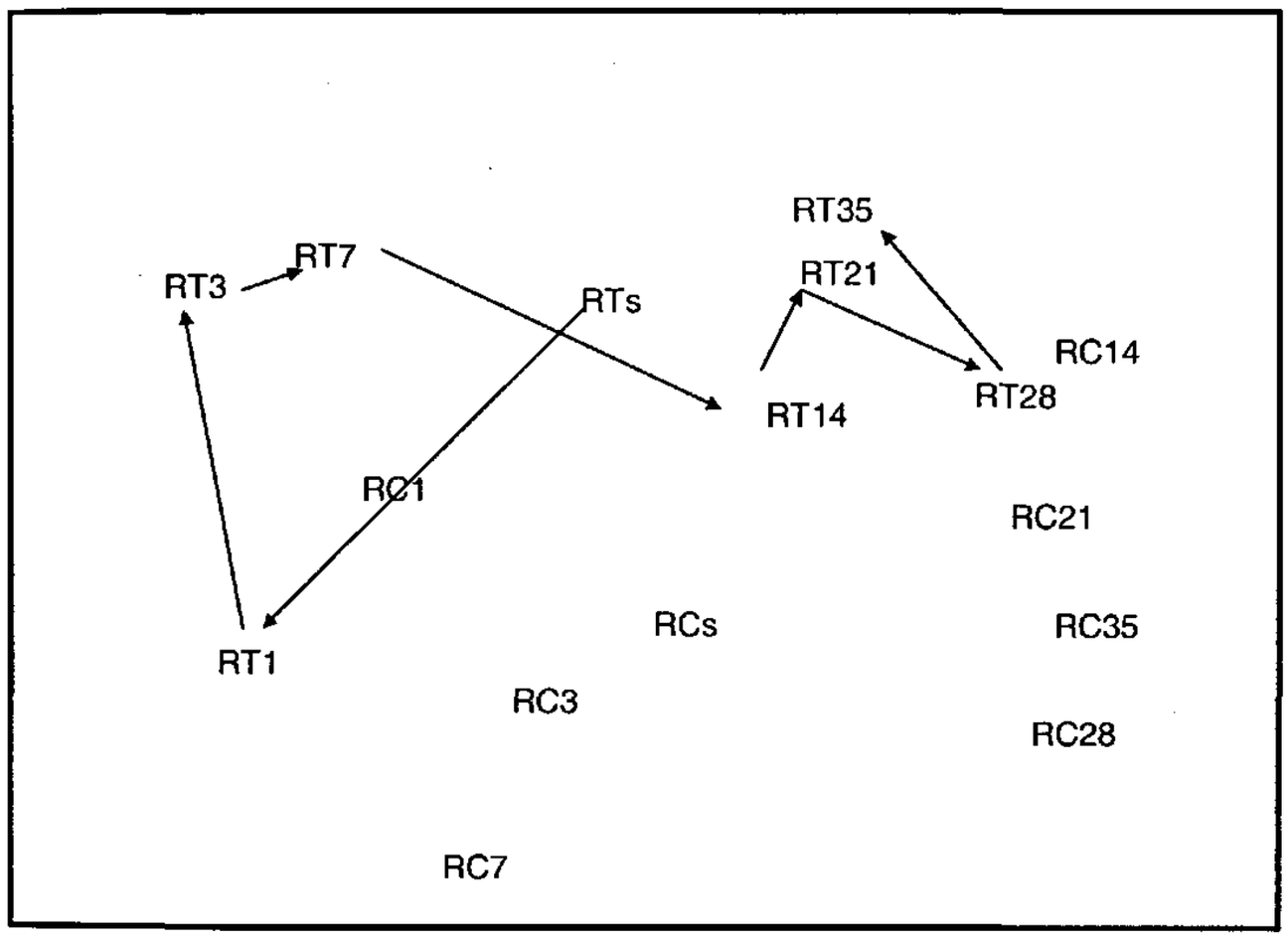


Fig. 5 - MDS non metrico dei punti-campione nella prateria a *Ruppia* per il controllo(C) e per il trattamento(T) a ciascuna data di campionamento (s: start, 1, 3, 7, 14, 21, 35).

Two dimensional non-metric MDS ordination plot of Nematode assemblages in *Ruppia* meadow (R) for control (C) and treatment (T) at each sampling day (s:start, 1, 3, 7, 14, 21, 28, 35).

chimento di materia organica (in gran parte proveniente dalle alghe epifitiche) e quindi ad un più marcato deterioramento delle condizioni chimiche dei sedimenti, che ritarda le prime fasi di ricolonizzazione (Colangelo *et al.*, 1996). Comunque, in entrambi gli habitats investigati, le prime fasi di recupero sembrano verificarsi ad opera delle specie dominanti l'ambiente circostante. Questo sembra particolarmente vero per l'habitat sedimentario, dove la struttura di comunità è più semplice rispetto a quella dell'habitat macrofitico (Iwasaki, 1993). Nel sito a *Ruppia*, invece, le specie fitali, appartenenti sia ai nematodi che ai copepodi, sembrano giocare un ruolo maggiore specialmente nelle fasi più tardive del ripristino della struttura di comunità.

In conclusione, il presente esperimento mostra come le comunità meiobentoniche sembrano essere altamente resilienti, almeno su piccola scala quale quella da noi investigata. Per meglio comprendere, però, le condizioni generali di stabilità delle associazioni meiobentoniche, appare interessante valutare gli eventi di disturbo in funzione di differenti scale spaziali. Infatti la distanza che le specie ricolonizzatrici devono percorrere dal sito sorgente, può influenzare la composizione finale in specie delle patches disturbate, ma anche le abbondanze relative e i tempi di ricupero (Gunnill, 1982; Colangelo e Ceccherelli, 1994; Thrush *et al.*, 1996).

Summary

In a lagoon (Valle Smarlacca) of the "Valli di Comacchio" complex (Northern Adriatic Sea, Italy) a phytal habitat (*Ruppia* sp.) was chosen to investigate the modifications and the following recovery of meiobenthic communities caused by induced anoxic disturbance. A field experiment was carried out by incubating portions of seagrass meadow and adjacent unvegetated sediment patches by means of dark benthic chambers. After three days of incubation, species of both nematodes and copepods showed a different degree of resistance to the anoxic disturbance.

On the whole, in the macrophytal environment the impact of anoxia was heavier, especially on copepod taxocoenosis. As for nematodes, recolonisation patterns of community recovery were differently influenced by the habitat. On bare sediment, community structure followed the natural evolution of the control habitat while in the *Ruppia* meadow, community recovery showed more complex patterns according to the different behaviour of phytal and infaunal species respectively. As for copepods, recolonisation patterns were mainly ruled by the dominant species of each control habitat and appeared more articulate in the seagrass meadow than in the bare sediment. On the other hand, in the *Ruppia* system, copepod recolonization seems to be delayed.

Bibliografia

BELL S.S., HICKS G.R.F. (1991) - Marine landscapes and faunal recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **73**: 61-68.

CLARKE K.R. (1993) - Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, **18**: 117-143.

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) - *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation.* Plymouth Marine Laboratory, U.K. Bourne Press Ltd, Bournemouth, U.K.

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.

COLANGELO M.A., MACRI' T., CECCHERELLI V.U. (1996) - A field experiment on the effect of two types of sediment disturbance on the rate of recovery of a meiobenthic community in a eutrophicated lagoon. *Hydrobiol.*, **329**: 57-67.

DUTILLEUL P. (1993) - Spatial heterogeneity and design of ecological field experiments. *Ecology*, **74** (6): 1646-1658.

GUNNILL F.C. (1982) - Effects of plant size and distribution of the numbers of invertebrate species and individuals inhabiting the brown algae *Pelvetia fastigiata. Mar. Biol.*, **69**: 263-280.

HICKS G.R.F. (1986) - Distribution and behaviour of meiofaunal copepods inside and outside seagrass beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **31**: 159-170.

IWASAKI N. (1993) - Distribution of meiobenthic copepods from various habitats in Pauatahanui Inlet, New Zealand. *New Zealand J. Mar. and Fresh. Res.*, **27**: 399-405.

OLAFSSON E., MOORE C.G. (1992) - Effects of macroepifauna on developing nematode and harpacticoid assemblages in a subtidal muddy habitat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **84**: 161-171.

PALMER M.A. (1988) - Dispersal of marine meiofauna: a review and conceptual model explaining passive transport and active emergence with implications for recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **48**: 81-91.

TURNER J., THRUSH S.F., PRIDMORE R.D., HEWITT J.E., CUMMINGS V.J., MASKERY M. (1995) - Are soft-sediment communities stable? An example from windy harbour. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **120**: 219-230.

THRUSH S.F., WHITLATCH R.B., PRIDMORE R.D., HEWITT J.E., CUMMINGS V.J., WILKINSON M.R. (1996). Scale-dependent recolonization: the role of sediment stability in a dynamic sandflat habitat. *Ecology*, 77 (8): 2472-2487.

Il presente lavoro è stato svolto grazie ai finanziamenti del progetto di ricerca UE-ELOISE/ ROBUST (Contract No. ENV4-CT96-0218).

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 171-178

M.T. DAMIANO, D. PESSANI, A. PIASCO, T. TIRELLI

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Via Accademia Albertina, 17 - 10123 Torino, Italia.

RELAZIONI INTER ED INTRASPECIFICHE NEL PAGURO *CALCINUS TUBULARIS*: EPIBIOSI E COABITAZIONE

INTER AND INTRASPECIFIC RELATIONSHIPS OF THE HERMIT CRAB *CALCINUS TUBULARIS*: EBIBIOSIS AND CO-HABITATION

Abstract

The taxa of epibionts associated with the shells occupied by C. tubularis *are totally 14. The authors pointed out their presence per cent and their preferential position on the shell; the meaning of this relationship was discussed. The 3 observed cases of co-habitation of two hermit crabs in a single shell seem connected with the adaptability of the species.*

Key-words: epibiosis, co-habitation, hermit crab, *Calcinus tubularis*, preferred shell.

Introduzione

Tra le relazioni interspecifiche esistenti tra paguri ed altri invertebrati, la classica associazione paguro-attinia è quella che ha avuto maggiore attenzione, mentre altri casi di epibiosi sono meno noti, ma non meno importanti. Stachowitsch (1980) e Hazlett (1984), esaminando diverse specie di paguri ed i numerosi taxa vegetali ed animali ad essi associati, descrivono le influenze reciproche degli uni sugli altri, che possono essere sintetizzate come segue, considerando separatamente per il paguro e gli epibionti gli effetti derivanti da questa associazione.

Per il paguro:

- ❒ azione costruttiva e rinforzante verso la conchiglia
- ❒ azione distruttiva verso la conchiglia
- ❒ alterazione di baricentro e peso della conchiglia
- ❒ aumento (fittizio) della mole
- ❒ eliminazione di residui alimentari
- ❒ predazione della sue larve
- ❒ protezione dai predatori.

Per gli epibionti:

- ❒ substrato disponibile
- ❒ mobilità
- ❒ particelle alimentari e/o materiale organico
- ❒ costante apporto di correnti di acqua ricca di ossigeno
- ❒ prevenzione dal seppellimento ad opera del sedimento
- ❒ protezione dai predatori.

Il paguro *Calcinus tubularis* vive in conchiglie colonizzate da epibionti (Fenizia, 1933) e, occasionalmente, in tubi di serpulidi e vermetidi fissati al substrato.

Kinzelbach (1990), sottolineando la spiccata tendenza di questa specie a nascondersi e mimetizzarsi nel variegato ambiente di substrato duro in cui vive, osserva come spesso le conchiglie occupate siano di "scarsa qualità" (troppo grosse,

rotte, etc.). Gherardi (1990) ritiene che l'uso di conchiglie rotte ed incrostate da epibionti sia legato alla minor aggressività e mobilità di *C. tubularis* in confronto a specie dominanti.

Riguardo alle relazioni intraspecifiche tra paguri, ampio risalto hanno avuto le ricerche sull'aggressività per il possesso della conchiglia ottimale, mentre altri aspetti, quali ad esempio la convivenza di 2 o più paguri in una stessa conchiglia, sono stati indagati in misura minore, a causa della difficoltà di osservazione e della bassa frequenza con cui si verificano. In paguri mediterranei, casi di coabitazione sono stati osservati proprio in *C. tubularis*: si è ipotizzato trattarsi di individui giovani che vivono insieme fino al raggiungimento della taglia adulta (Fenizia, 1933) o di un maschio ed 1 o più femmine (Kinzelbach, 1990).

Questo lavoro si prefigge di esaminare in *C. tubularis* i rapporti interspecifici, che legano il paguro ai diversi taxa che vivono sulla sua conchiglia, ed i rapporti intraspecifici tra esemplari conviventi.

Materiali e metodi

Esemplari di *C. tubularis*, raccolti manualmente da subacquei a -4-7 m di profondità nel mar Ligure (acque antistanti Paraggi, Bergeggi e Varigotti), nel periodo primaverile-estivo 1994-95, sono stati mantenuti in laboratorio per un anno (per le condizioni sperimentali vedere Pessani e Premoli, 1993). Per valutare la presenza quantitativa degli epibionti sulle conchiglie occupate dal paguro, si è ottenuta la rappresentazione bidimensionale delle stesse, intendendo per faccia ventrale quella in cui si trova l'apertura (Fig. 1). Sulla superficie conchigliare,

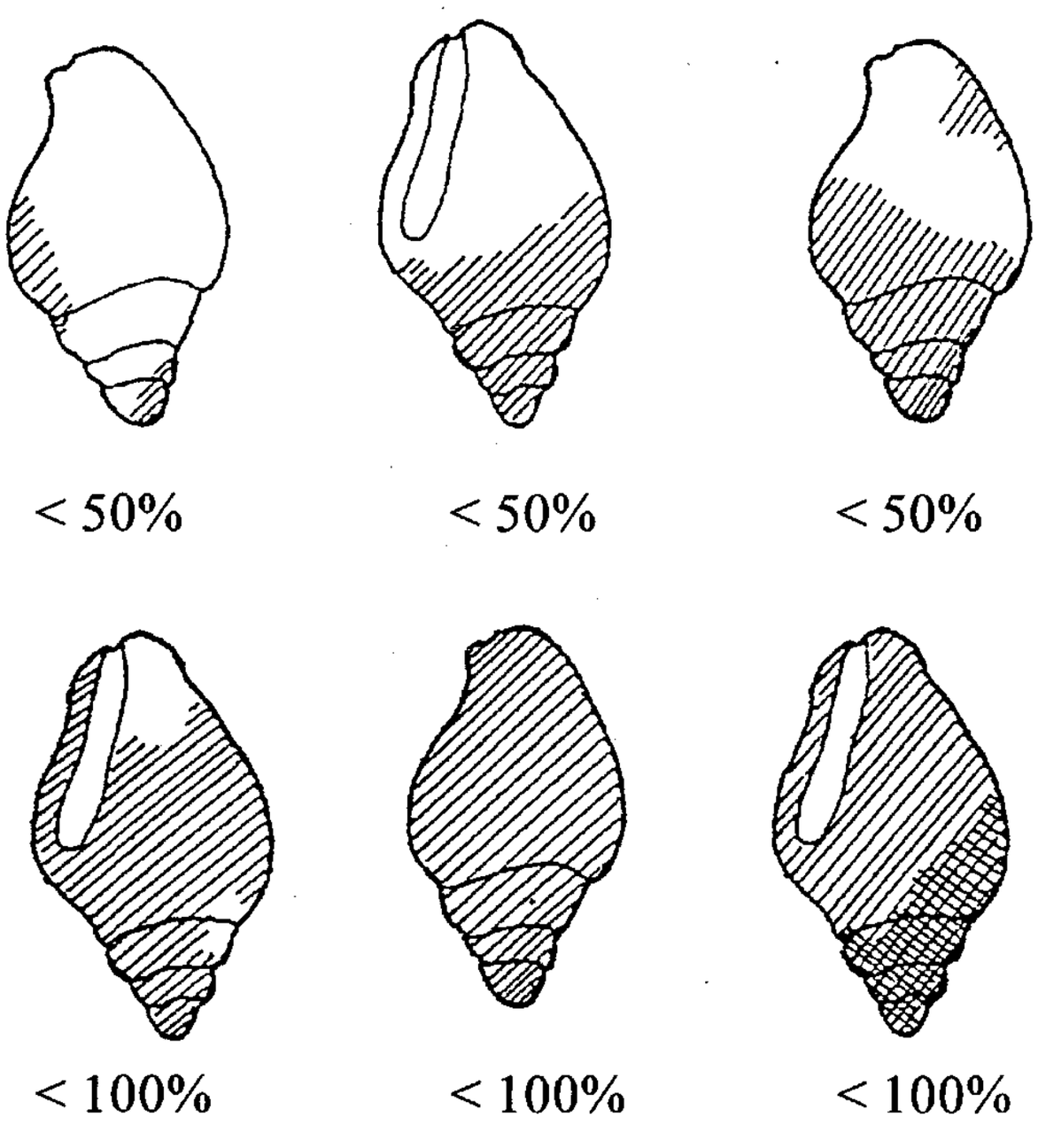


Fig. 1 - Rappresentazione schematica della CP da parte di epibionti sulle conchiglie occupate da *C. tubularis* (come esempio: *Columbella* sp.).
Schematic representation of the cover percentage created by epibionts on the shells occupied by *C. tubularis* (e.g. *Columbella* sp.).

considerata uguale a 100, è stato così possibile quantificare la copertura percentuale (CP) degli epibionti, identificati a livello di taxa superiori, individuando diversi gradi di CP (0, <50, 50, >50, <100, 100, >100) ai quali, come schematizzato nella Fig. 1, non corrisponde un valore matematico ma semplicemente esplicativo. Tramite queste "mappe conchigliari" è stata anche definita la posizione preferenziale dei diversi taxa sulla conchiglia (ubiquitaria, dorsale, ventrale, vicino all'apice o all'apertura, interna).

Dei paguri sono stati annotati il sesso (riconoscibile, sulle exuvie, dalla posizione degli orifizi genitali) e la taglia (lunghezza del carapace).

Risultati

La conchiglia occupata

L'esame del sesso e della taglia nei 170 esemplari di *C. tubularis* raccolti ha permesso di rilevare che non vi è dimorfismo sessuale legato alla taglia (taglia media ♀♀ = 4.74 mm, n = 109, SD = 1.43; taglia media ♂♂ = 5.08, n = 61, SD = 1.54; t di Student = 1.45, G.L. = 168, n.s.); pertanto la successiva analisi dei risultati non terrà conto del sesso degli animali considerati.

Il 10% degli esemplari campionati occupava tubi di vermetidi, mentre i rimanenti si trovavano all'interno di conchiglie di generi diversi. L'identificazione specifica di queste ultime non era sempre possibile, a causa della considerevole copertura di epibionti od usura, pertanto ci si è limitati all'identificazione generica.

Nella Tab. 1 vengono riportati i dati numerici relativi al tipo di conchiglia occupata dagli esemplari campionati ed alla CP delle stesse. Per rendere più agevole la lettura della tabella, le CP <50, 50 e >50 sono state complessivamente riunite nel livello *50* ed analogamente è stato fatto per le CP<100, 100, >100, indicate con *100*. La conchiglia priva di epibionti è indicata con *0*.

Tab. 1 - Numero di esemplari di *C. tubularis*, in relazione al tipo di conchiglia occupata ed alla relativa CP di epibionti.
Number of *C. tubularis* specimens, related to the type of occupied shell and to the relevant cover percentage of epibionts.

	0	*50*	*100*	Totale
Cerithium	1	14	75	90 (58.8%)
Columbella	4 -	12	14	30 (19.6)
Coralliophyla		2	11	13 (8.5%)
Buccinulum		3	4	7 (4.6%)
Gibbula		2	2	4 (2.7%)
Monodonta		1	1	2 (1.4%)
Hinia	1		1	2 (1.4%)
Sphaeronassa	1			1 (0.6%)
Turritella		1		1 (0.6%)
Clanculus		1		1 (0.6%)
Lunatia	1			1 (0.6%)
Astraea		1		1 (0.6%)
Totale	**8 (5.2%)**	**37 (24.2%)**	**108 (70.6%)**	**153 (100%)**

Dalla Tab. 1 si evidenzia che *Cerithium* è la conchiglia maggiormente occupata dagli esemplari di *C. tubularis* (58.8%), seguita da *Columbella* (19.6%) e poi, con bassi valori, dagli altri generi, che pertanto vengono da qui in poi indicati come "altre" (*Cerithium* vs *Columbella* vs "altre"; $\chi^2 = 44.82$, G.L. = 2, $p<0.001$). Si può inoltre notare che complessivamente le conchiglie con CP uguale a *100* sono occupate in misura significativamente superiore a quelle con diverso grado di CP (CP *100* vs CP *50* vs CP *0*; $\chi^2 = 103.8$, G.L. = 2, $p<0.001$).

Gli epibionti

La Fig. 2 riporta le presenze percentuali dei 14 taxa di epibionti osservati su 96 conchiglie occupate da *C. tubularis*, mentre la Fig. 3 ne illustra la posizione preferenziale sulla conchiglia. Questi non sono stati identificati a livello specifico poiché uno degli scopi della ricerca era quello di mantenere in vita il complesso paguro-epibionti e la manipolazione e l'osservazione allo stereomicroscopio (anche a luce fredda), necessarie per attuare il riconoscimento, hanno mostrato recare disturbo e danneggiare quindi sia l'uno che gli altri.

Alghe incrostanti e briozoi sono i gruppi maggiormente presenti, seguiti poi dai policheti serpulidi (spirorbini e serpulini), dai policheti terebellomorfi e con bassa frequenza da tutti gli altri. Alghe, foraminiferi, idrozoi, balani, anfipodi ed ascidiacei si trovano per lo più nella zona dorsale, non a contatto con il substrato. Briozoi e serpulidi spirorbini e serpulini sono quasi sempre uniformemente distribuiti sulla superficie conchigliare, mentre attiniari e serpulidi filogranini mostrano preferenza per i pressi dell'apertura, così come i policheti terebellomorfi, frequenti però anche all'apice. In questa zona sono stati osservati anche ciliati folliculinidi.

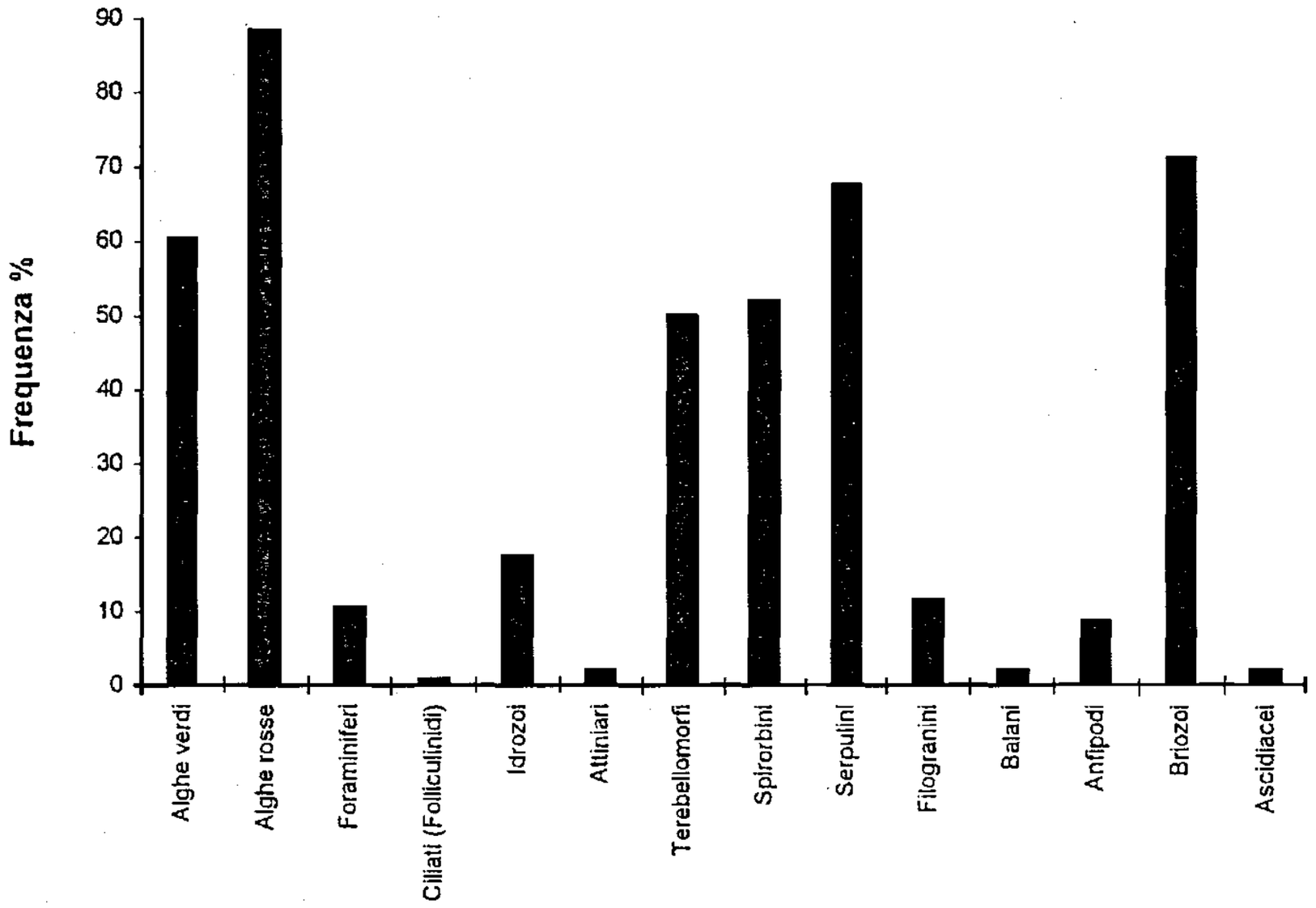


Fig. 2 - Presenze percentuali dei diversi taxa di epibionti sulle conchiglie occupate da *C. tubularis*.
Presence per cent of different taxa of epibionts on the shells occupied by *C. tubularis*.

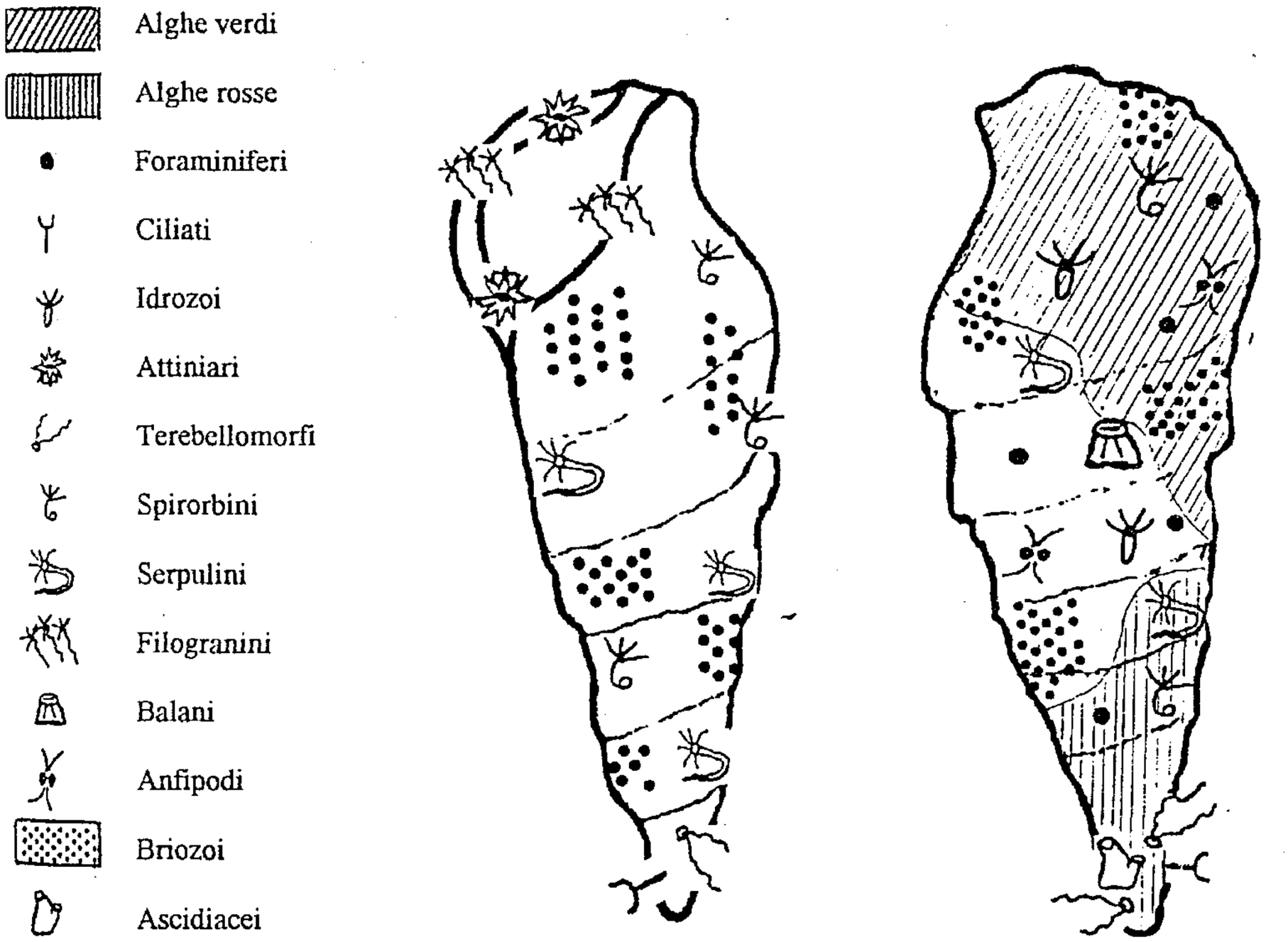


Fig. 3 - Posizione preferenziale dei diversi taxa di epibionti sulle conchiglie occupate da *C. tubularis* (come esempio: *Cerithium* sp.).
Preferential position of the different taxa of epibionts on the shells occupied by C. *tubularis* (e.g. *Cerithium* sp.).

Casi di convivenza

Sono stati osservati 3 casi di convivenza di 2 paguri in una stessa conchiglia; l'esame dell'exuvie ha permesso di rilevare che si trattava sempre di femmine, una di taglia maggiore che occupava l'apertura della conchiglia (*Cerithium*), l'altra di taglia minore che occupava invece un buco posto a livello delle spire più piccole. In 2 casi, la femmina maggiore è uscita dalla conchiglia per mutare; nel terzo essa è morta ed è quindi scivolata fuori: tutte le volte la femmina piccola ha approfittato dell'assenza dell'altra per andare ad insediarsi nell'apertura principale. E' interessante notare che nei due primi casi la femmina "sfrattata" non ha compiuto alcuna azione aggressiva nei confronti dell'altra, limitandosi a rimanere nuda o a tentare di installarsi nel piccolo buco rimasto libero.

Discussione e conclusioni

Come già osservato da Fenizia (1933), le conchiglie di *Cerithium* risultano essere quelle maggiormente occupate, oltre ad essere quelle con maggiore CP.

Riguardo all'alta CP che caratterizza le conchiglie occupate da questo paguro, si possono fare due ipotesi: gli epibionti rappresentano complessivamente per i paguri 1) uno svantaggio e quindi *C. tubularis* si accontenta di ciò che le specie

dominanti scartano; 2) un vantaggio, consistente nell'azione rinforzante della conchiglia e di conseguenza nell'utilizzo, anche per lungo tempo, di conchiglie precedentemente danneggiate. Le caratteristiche degli epibionti osservati possono aiutare a risolvere il problema.

Tra gli epibionti a struttura calcarea (quindi rinforzante) sono presenti alghe, foraminiferi, serpulidi, balani, briozoi. Va sottolineato che organismi non costituenti incrostazioni calcaree possono contribuire positivamente a proteggere la conchiglia, esercitando azioni di rinforzo e mimetizzazione; appartengono a questo gruppo alghe non calcaree, ciliati folliculinidi, idrozoi, attiniari, ascidiacei. L'unico taxon ad azione distruttiva è rappresentato dai terebellomorfi, la presenza dei quali, anche se osservata sul 50% delle conchiglie, può essere compensata da quella degli altri gruppi.

Nulla al momento si può dire sull'eventuale azione predatoria effettuata dagli idroidi sulle larve del paguro, poiché, pur avendo ottenuto in laboratorio la schiusa delle uova, non è possibile quantificare in che modo il numero delle larve potrebbe essere stato influenzato da eventuali idroidi posti vicino all'apertura conchigliare.

Un caso a parte è rappresentato dagli anfipodi, che, presenti solo quando sulla conchiglia ci sono dei fori, si sporgevano dal loro rifugio per afferrare frammenti di cibo destinato al paguro.

In laboratorio è stato osservato che *C. tubularis*, a differenza per esempio di *Clibanarius erythropus* (osservazioni personali), mostra un basso livello di interazioni tra conspecifici e, in generale, scarsa attività motoria diretta verso la sola ricerca del cibo. Tuttavia, la sola presenza dello sperimentatore che offre il cibo causa, anche dopo un lungo periodo di cattività, un repentino ritiro nella conchiglia.

Anche altri aspetti della biologia di *C. tubularis* sembrano avere ritmi più rallentati: ad esempio la lunghezza del periodo intermuta che si aggira in media sui 70-80 giorni, contro i 60 giorni di *Cestopagurus timidus* ed i 45 di *Clibanarius erythropus* (lavoro in corso di elaborazione). Subito dopo aver mutato, gli esemplari di *C. tubularis* rientravano nella conchiglia precedentemente occupata: gli esperimenti di cambio della conchiglia proposti (lavoro in corso di elaborazione) hanno avuto esito positivo solo dopo alcune mute (e quindi diversi mesi).

Quanto finora esposto sembra avvalorare l'ipotesi che l'occupazione preferenziale di conchiglie ricche di epibionti da parte di questa specie vada di pari passo con le abitudini e lo "stile di vita" ad essa propri.

La scarsa motilità, la ricerca di rifugi ben protetti, il prolungato intervallo intermuta, la scarsa ricerca di contatti fisici con conspecifici ben si accordano con l'uso di conchiglie che siano nelle condizioni di poter essere sfruttate per lungo tempo. La presenza di epibionti contribuisce a rendere utilizzabili in breve tempo conchiglie precedentemente usurate o danneggiate. Soprattutto sembra che in questo modo il paguro possa evitare per lungo tempo lo stress dell'acquisizione di una nuova conchiglia, acquisizione che viene ottenuta o dopo ricerca nell'ambiente (e quindi allo scoperto) o tramite interazioni più o meno aggressive con altri paguri.

Da quanto esposto nell'introduzione, è evidente che gli epibionti derivano dall'utilizzo del substrato-paguro solo dei vantaggi. La loro posizione preferenziale sulla conchiglia è legata ad opportunismo alimentare e spaziale: i filtratori attivi (in grado di produrre una corrente di acqua come spirorbini, serpulini,

balani, briozoi, ascidiacei) ed i predatori (anfipodi) sono o uniformemente distribuiti o localizzati nella zona dorsale. In quest'ultima zona sono presenti anche le alghe ed i foraminiferi, probabilmente allo scopo di evitare il contatto con il sedimento di fondo. Nei pressi dell'apertura dovrebbero essere localizzati i filtratori passivi o i sospensivori, ed infatti sono stati notati in tale zona gli attiniari, ma anche i filogranini, filtratori attivi. La localizzazione dei terebellomorfi, endolitici e perforatori, in prossimità dell'apice potrebbe essere legata alla minor resistenza che la struttura conchigliare presenta nelle prime spire. Questa zona, dove la competizione per il substrato è minore, è condivisa dai terebellomorfi solo con i pochi esemplari di folliculinidi ed ascidiacei.

I casi di convivenza segnalati confermano la grande adattabilità di *C. tubularis* e le caratteristiche proprie di questa specie, più sopra evidenziate.

Summary

In the interspecific relationships among hermit crabs and other invertebrates, the classical association hermit crab - sea anemone has the greatest attention. Other cases of epibiosis are less known but not less important, considering the constructive and destructive action that these organisms can exert on the shell occupied by the hermit crab.

Calcinus tubularis lives in shells colonised by epibionts and, occasionally, in tubes of serpulids and vermetids. In the laboratory it was observed that, e.g. unlike *Clibanarius erythropus*, these hermit crabs show a low level of interactions among conspecifics and, in general, of motor activities directed only towards the search of either the food or the partner.

The epibionts present on about a hundred shells occupied by *C. tubularis* were examined after their collection in different areas of the Ligurian Sea. They were identified at level of superior taxa and their presence on the shell surface (defined as 100% on the whole) was quantified in percentage. In this way, maps indicating their preferential position on the shell were drawn.

It was ascertained the presence of 14 taxa of epibionts, belonging to algae, Protozoa, cnidarians, polychaetes, crustaceans, bryozoans, and tunicates. In agreement with the observations of Stachowitsch (1980), it was possible to find organisms which strengthen or weaken the shell structure:. among the former ones, calcareous algae, Foraminifera, serpulids, balanids, bryozoans; among the latter ones, Terebellomorpha. Organisms not forming calcareous deposits can contribute positively to protect the shell, exerting actions of strengthening and camouflage (not calcareous algae, ciliates Folliculinidae, hydrozoans, sea anemones, ascidians).

As regards the preferential position of the observed groups on the shell, it was remarked that the active filter feeders are uniformly distributed or located on the dorsal zone while the passive ones are near the aperture.

In regard of the intra-specific relationships, three pairs of *C. tubularis* were observed; each one of them was formed by two females (one of greater dimensions) living in the same shell.

It was ascertained that only as a consequence of the exit out of the shell (owing to moult or death) of the greater specimen, the other female went to occupy the main aperture of the same shell (once vacant). This phenomenon seems connected with the low aggressiveness of the species.

Bibliografia

FENIZIA G. (1933) - Note biologiche sul *Calcinus ornatus* (Roux). *Boll. Soc. Natur. Napoli,* **45**: 129-142.

GHERARDI F. (1990) - Competition and coexistence in two Mediterranean hermit crabs, *Calcinus ornatus* (Roux)and *Clibanarius erythropus* (Latreille) (Decapoda, Anomura). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **143**: 221-238.

HAZLETT B.A. (1984) - Epibionts and shell utilization in two sympatric hermit crabs. *Mar. Behav. Physiol.*, **2**: 131-138.

KINZELBACH R. (1990) - Einsiedlerkrebse (Paguridea): Der Gärtner-Eremit *Calcinus tubularis*. *Natur und Museum*, **120**: 393-400.

PESSANI D., PREMOLI C. (1993) - Some aspects of the biology of *Cestopagurus timidus* (Crustacea, Paguridae) in relation to the occupied shell. *Boll. Zool.*, **60**: 199-205.

STACHOWITSCH M. (1980) - The epibiotic and endolithic species associated with the gastropod shells inhabited by the hermit crabs *Paguristes oculatus* and *Pagurus cuanensis*. *P.S.Z.N.I., Marine Ecology*, **1**: 73-101.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 179-184

R. BEDINI, M.G. CANALI*

Istituto di Biologia ed Ecologia Marina, P. Bovio, 3/4 - 57025 Piombino (LI), Italia.
*Dip. Biologia Ambientale, Università di Siena, Italia.

STUDIO PRELIMINARE SULLE ZOOCENOSI ASSOCIATE A *CAULERPA TAXIFOLIA* NELLA BAIA DI GALENZANA (ISOLA D'ELBA)

PRELIMINARY STUDY ON THE ZOOCOENOSIS ASSOCIATED WITH *CAULERPA TAXIFOLIA* IN THE BAY OF GALENZANA (ISLE OF ELBA)

Abstract

The authors took seasonal samplings to obtain preliminary information on the zoocoenosis associated with the establishment of Caulerpa taxifolia *(Vahl) C. Agardh in the Bay of Galenzana (Isle of Elba). A visual census was also carried out on the ichthyofauna in the study area. From the data, there do not appear to be any substantial alterations in the composition and variety of the populations considered associated with the presence of the invading alga.*

Key-words: *Caulerpa taxifolia*, Anellids, Crustaceans, Molluscs, Fishes.

Introduzione

A seguito della presenza e dell'espansione dell'alga di origine tropicale *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh nella baia di Galenzana, Isola d'Elba (Cinelli e Lavelli, 1994), si è proceduto nel presente lavoro ad uno studio preliminare sulla composizione qualitativa e struttura trofica delle zoocenosi associate all'insediamento dell'alga stessa. La scelta dei siti di studio non è definitiva.

Materiali e metodi

Sono stati individuati due settori di studio denominati A e B. Il settore A interessava un fondale di sabbia mista a ciottoli e ghiaie, completamente colonizzato da *C. taxifolia*, mentre il settore B, di controllo, si trovava in un'area limitrofa e presentava lo stesso tipo di substrato, interessato dalla presenza di alghe fotofile, con assenza di *C. taxifolia*.

Mediante immersioni subacquee con autorespiratore ad aria, effettuate con cadenza stagionale nel periodo Primavera 1996 - Primavera 1997, per ogni settore sono state effettuate stime qualitative (attraverso campionamenti e successive determinazioni in laboratorio) del popolamento algale; sia nella zona A che nella zona B si sono effettuati prelievi comprensivi di sedimento, per una profondità di circa 10 cm, su quadrato sperimentale di 25 cm di lato; la fauna così catturata è stata identificata, fotografata e valutata quantitativamente in laboratorio. Nell'area invasa da *C. taxifolia* si è proceduto inoltre al censimento dell'ittiofauna, mediante la metodica del visual census, lungo transetti di 20 m di lunghezza per 2 m di larghezza (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985; Harmelin-Vivien e Francour, 1992); sono state rilevate le specie ed il numero degli individui presenti ed è stata quindi analizzata la struttura trofica secondo le categorie trofiche definite da Bell e Harmelin-Vivien (1983).

Risultati e discussione

Al fine di un esame dello zoobenthos sono stati presi in considerazione Anellidi, Crostacei e Molluschi, in quanto costituiscono i gruppi più abbondanti, presentano le tipologie più varie di strategie trofiche e di riproduzione e costituiscono le prede essenziali dei pesci carnivori (Bellan-Santini *et al.*, 1994). Nel settore

Tab. 1 - Lista faunistica relativa ad Anellidi, Molluschi, Crostacei rinvenuti nei campionamenti di substrato con e senza *C.taxifolia* (P: primavera; E: estate; A: autunno; I: inverno). List of Anellida, Mollusca and Crustacea found in the samplings of substrates with and without *C. taxifolia* (P: spring; E: summer; A: autumn; I: winter).

Specie	Stazione A					Stazione B				
Anellidi	P	E	A	I	P	P	E	A	I	P
Amphicteis Gunneri (Sars)									1	
Amphiglena mediterranea (Leydig)					1					
Autolytus prolifer (O.F. Muller)	1			1						
Clymene sp			1							
Dorvillea rubrovittata (Grube)		1								
Euclymene lumbricoides Quatrefages		1							1	
Euclymene sp	1									
Eulalia macroceros Grube		1								
Eulalia viridis (Muller)				1						
Eunice pennata (O.F.Muller)			1							
Eunice sp			1						1	
Eunice torquata Quatrefages								1		
Eunice vittata (Delle Chiaje)	1		1			1				
Euphrosyne foliosa Audouin & Milne-Edw.		1								
Eupolymnia nebulosa (Montagu)	3	2	1	3		2	1	2		1
Glycera sp	1	2						1		
Glycera alba Rathke			1			1				1
Hediste diversicolor (O.F. Muller)								1		
Kefersteinia cirrata (Keferstein)				2						1
Lagisca extenuata (Grube)		1					1			
Leptonereis sp				1						
Lumbriconereis coccinea Renieri	1									
Lumbriconereis fragilis (O.F.Muller)						1				
Lysidice Ninetta Audouin & Milne-Edw.		1						1		
Marphysa sp						1				
Nainereis laevigata (Grube)			1							
Nereis pelagica L.				1						
Nereis sp		1		3	3				2	5
Owenia fusiformis Delle Chiaje				3						
Perinereis cultrifera (Grube)		1								
Phyllodoce sp			1							
Podarke pallida Claparède	1		1							
Sabella sp				2						
Sphaerosyllis hystrix Claparède					1		1		1	2
Sphaerosyllis pirifera Claparède										1
Sthenelais boa (Johnston)						1			1	
Syllis gracilis Grube		1								
Syllis hyalina Grube	2				1	1				
Syllis sp				4						6
Totale individui	11	13	9	21	6	8	3	6	7	17
N. specie	8	11	9	10	4	7	3	5	6	7
Crostacei										
Alpheus dentipes Guerin					2					
Ampelisca diadema (Costa)								2		
Caprella acanthifera Leach					2					
Clibanarius erythropus (Latr.)	23			71		32			4	
Cymodoce truncata (Mont.)				1	2	2				
Cypridina mediterranea Costa				6						
Gammarus aequicauda (Martinov)				3	3	7				
Gammarus sp								3		

(Segue Tab. 1)

Gnathia maxillaris (Montagu)					1					
Hyale schmidti (Meller)					2					
Idotea hectica (Pallas)					2					
Idotea sp					1					
Leptochelia savigny (Kroyer)				32						1
Nebalia bipes Fabr.									2	
Nymphon gracile Leach			1							
Orchestia gammarella (Pallas)					1				2	
Palaemon xiphias Risso				2						
Pisidia longicornis (L.)				2	1					
Pseudoprotella phasma (Mont.)										20
Sphaeroma serratum (Fabr.)	3									
Sphaeroma sp				2						
Talitrus saltator (Mont.)								3		2
Thoralus cranchii (Leach)				1						
Xantho poressa (Olivi)	2		3	5	1				2	
Totale individui	28	0	4	125	18	41	0	8	10	23
N. specie	3	0	2	10	11	3	0	3	4	3
Molluschi										
Alvania discors (Allan)			3	3						
Bittium reticulatum (Da Costa)	48	7	18	126					21	
Bulla striata Brug.				1						
Calliostoma granulatum (Born)					1					
Cerastoderma edule (L.)				1						
Cerithium vulgatum (Bruguiere)	3			7			3			3
Chiton olivaceus Spengler					2					
Columbella rustica (L.)					1					
Diodora italica (Defrance)					1					
Elysia viridis (Montagu)					1					
Facelina rubrovittata A. Costa					1					
Fasciolaria lignaria (L.)		1								
Gibberula miliaria (L.)					2					1
Gibbula ardens (Von Salis)				1						
Gibbula adansonii adansonii (Payraudeau)	7	3		8			1			
Glans trapezia (L.)	2			2			1		1	
Haliotis lamellosa Lam.		1								
Jujubinus exasperatus (Pennant)				1			1			
Jujubinus striatus striatus (L.)	3			6						
Lepidopleurus cajetanus (Poli)					1					
Loripes lacteus (L.)				1						
Nassarius incrassatus (Stroem)			1	1					3	
Paphia aurea (Gmelin)	3	2		5			1			
Rissoa sp							1			
Rissoa variabilis (Von Muehlfeldt)	3			2						
Rissoa ventricosa Desmarest				1					6	
Tricolia pulla (L.)			2		1				2	
Tricolia speciosa (Von Muehlfeldt)				1						
Truncolariopsis trunculus (L.)		2	2							
Venerupis aurea (Gmelin)		1		2			1			
Venus verrucosa L.			1							
Totale individui	69	17	27	169	11	0	9	0	33	4
N. specie	7	7	6	17	9	0	7	0	5	2

A (Tab. 1) nell'intero periodo di studio sono stati reperiti 32 specie e 60 individui per gli Anellidi, 30 specie e 293 individui per i Molluschi, 19 specie e 175 individui per i Crostacei. Il numero totale degli individui assume il valore più alto nel campionamento invernale con 315 individui, così come le specie totali, che risultano 37 nello stesso campionamento. Il valore minimo (30) per gli individui totali si ha in estate, mentre il valore minimo per le specie totali si ha in autunno (17). I valori percentuali nelle diverse stagioni, sia come numero di

specie che come numero di individui, risultano piuttosto omogenei per i Molluschi, mentre presentano notevoli variazioni sia per i Crostacei che per gli Anellidi. In particolare si evidenzia che nel campionamento estivo, quando gli Anellidi assumono il valore massimo per individui e specie presenti, rispettivamente il 43% ed il 61%, i Crostacei sono risultati assenti, mentre, al contrario, quando i Crostacei risultano dominanti in percentuale, gli Anellidi sono scarsamente rappresentati. Questa è una situazione che dovrà essere verificata e meglio puntualizzata nel prosieguo della ricerca.

Nel settore B sono stati reperiti per gli Anellidi 20 specie e 41 individui, per i Molluschi 12 specie e 46 individui, per i Crostacei 11 specie e 82 individui. Nel campionamento invernale si trova il valore più elevato per il numero totale di individui (50), e, ancora nel campionamento invernale, si ha anche il numero massimo di specie totali (15). Il valore minimo del numero totale di individui si ha nel campionamento estivo (13), mentre il numero minimo delle specie totali si ha nella stagione autunnale (8). I valori percentuali nelle diverse stagioni sia per gli individui che per le specie presentano variazioni notevoli per i tre gruppi considerati: nel primo campionamento primaverile si nota l'assenza dei Molluschi, che si ripete nel campionamento autunnale, mentre i Crostacei risultano mancanti in estate e presenti in modo piuttosto omogeneo nelle altre stagioni, particolarmente abbondanti come numero di individui nel primo campionamento primaverile, gli Anellidi sono scarsamente rappresentati, come numero di specie, soprattutto in inverno.

Dal confronto tra i due settori di studio nell'intero periodo dei campionamenti i valori del numero di individui e del numero di specie risultano sempre superiori per il settore A rispetto al B ed anche per le presenze floristiche si ha un maggior numero di specie nel settore A (Tab. 2).

Tab. 2 - Lista floristica dei settori di studio A e B.
Floristic list of study sectors A and B.

ALGHE:	Stazione A	Stazione B
Acetabularia acetabulum (L.) P. C. Silva	X	X
Acrothamnion preissii (Sonder) Wollaston	X	
Antithamnion cruciatum (C.Agardh) Nägeli	X	
Ceramium diaphanum (Lightfoot) Roth	X	
Ceramium flaccidum (Kützing) Ardissone	X	X
Chondria sp.	X	
Cladophora dalmatica Kützing	X	X
Codium bursa (L.) C. Agardh	X	
Corallina elongata Ellis & Solander	X	X
Haliptilon virgatum (Zanardini) Garbary et Johansen	X	X
Dasycladus vermicularis (Scopoli) Krasser	X	X
Dictyota linearis (C.Agardh) Greville	X	X
Flabellia petiolata (Turra) Nizamuddin	X	X
Fosliella sp. su fronde	X	X
Halimeda tuna (Ellis & Solander) Lamouroux		X
Halopteris filicina (Grateloup) Kützing	X	X
Stypocaulon scoparium (Linnaeus) Kützing	X	X
Herposiphonia secunda (C.Agardh) Ambronn f.*tenella* (C.Agardh) Wynne	X	
Jania rubens (L.) Lamouroux		X
Laurencia obtusa (Hudson) Lamouroux	X	X
Padina pavonica (L.) Lamouroux	X	X
Polysiphonia opaca (C. Agardh) Moris & De Notaris	X	
Polysiphonia sertularoides (Grateloup) J.Agardh	X	
Womersleyella setacea (Hollemberg) R.Norris	X	
Sphacelaria cirrosa (Roth) C.Agardh	X	

Per quanto riguarda la struttura trofica relativa all'ittiofauna dell'area interessata da *C. taxifolia*, il numero di specie più abbondante risulta essere quello dei Mesocarnivori (II tipo) con il 43,7% delle specie presenti. Nell'area A si evidenzia inoltre un elevato numero di erbivori (rappresentati dalla specie *Sarpa salpa)* pari al 52,6% degli individui (Tab. 3).

Tab. 3 - Categorie trofiche della fauna ittica nel settore A di studio.(P: primavera; E: estate; A: autunno; I: inverno).
Trophic categories of ichthyofauna in the study sector A. (P: spring; E: summer; A: autumn; I: winter).

	Stazione A				
Categorie trofiche	P	E	A	I	P
MACROCARNIVORI					
Serranidae					
Serranus cabrilla (L.)		4	15		
Serranus scriba (L.)		2		3	
MESOCARNIVORI 1					
Labridae					
Coris julis (L.)	4	12	14		
Crenilabrus scina (Forsk)			1		
Symphodus cinereus (Bonnaterre)		1			
Symphodus mediterraneus (L.)					2
Symphodus rostratus (Blosh)					3
MESOCARNIVORI 2					
Gobiidae					
Gobius bucchichi Steind.					1
Gobius cruentatus L.	1				
Mullidae					
Mullus surmuletus (L.)			4		
Sparidae					
Diplodus annularis (L.)		2	2		
Diplodus sargus (L.)			3	2	1
Diplodus vulgaris (Geofr.)		1			
Spondyliosoma cantharus (L.)		2			
MICROCARNIVORI					
Pomacentridae					
Chromis chromis (L.)					7
ERBIVORI					
Sparidae					
Sarpa salpa (L.)	8	12	42	16	22

Conclusioni

La fase preliminare di caratterizzazione zoocenotica, oggetto di questo studio, ha evidenziato per tutti i gruppi esaminati e per tutte le zone considerate una situazione di elevata diversità specifica, con presenza di rappresentanti delle diverse categorie trofiche e di varie forme giovanili (in Crostacei, Molluschi gasteropodi e bivalvi, Pesci). Dai dati attualmente disponibili sembrerebbe che la struttura zoocenotica associata a *Caulerpa taxifolia* nelle zone indagate sia del tutto simile a quella riscontrabile nelle limitrofe aree, ancora non invase, occupate da alghe fotofile peculiari di un substrato di sabbia e ciottoli (Cinelli e Lavelli, 1994). Anche le presenze ittiche riscontrate nella stazione A non sono dissimili da quelle che abitualmente si incontrano sui fondali di ghiaia e sabbia, con presenza di alghe fotofile, delle zone non invase da *C. taxifolia*. Pertanto sembra che la presenza e l'espansione dell'alga tropicale non abbiano, nella baia di Galenzana, prodotto effetti allarmanti sulle zoocenosi peculiari dei substrati indagati.

Summary

A preliminary study on the zoocoenoses associated with *Caulerpa taxifolia* has been carried out in the Bay of Galenzana (Isle of Elba) from Spring 1996 to Spring 1997. Two study sectors, A and B, were defined: in sector A there was *Caulerpa taxifolia* whilst B served as a control. Sea bed specimens were collected from both sectors each season from experimental quadrates measuring 25 cm each side. The collected fauna was identified and counted in the laboratory. In addition, a census was carried out on sector A, using the visual census method, as a preliminary approach to evaluate the ichthyofauna present. The zoobenthos considered were Anellids, Crustaceans and Molluscs.

Comparison between the two study sectors revealed that the number of individuals and number of species was always greater in sector A than in sector B. Regarding the trophic components of the ichthyofauna in sector A, the herbivorous species *Sarpa salpa* constituted 52.6% of all individuals.

In conclusion from the data available it does not appear that the presence and expansion of the tropical alga has produced any alarming effects on the typical zoocoenoses of the substrates investigated in the Bay of Galenzana.

Bibliografia

BELL J.D., HARMELIN-VIVIEN M.L., (1983) - Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. II - Feeding habits. *Tethys*, **11**: 1-14.

BELLAN-SANTINI D., ARNAUD P.M., BELLAN G., VERLAQUE M. (1994) - Résultats préliminaires sur la faune d'Invertébrés du peuplement à *Caulerpa taxifolia* des cotes de Provence (Méditerranée Nord-Occidentale). *First International Workshop on Caulerpa taxifolia, GIS Posidonie publ.*, Fr., 1994: 365-369.

CINELLI F., LAVELLI L., (1994) - Cartografia della prateria a *Caulerpa taxifolia* in località Marina di Campo (Isola d'Elba). *Résumés Seminaire International sur Caulerpa taxifolia,* Nice (17-18 Janvier, 1994).

HARMELIN-VIVIEN M.L., FRANCOUR P, (1992) - Trawling or visual censuses? Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds. P.S.Z.N.I. *Mar. Ecol.*, Ital., **13**: 41-51.

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. Méthodes et problèmes. *Revue Ecol. (Terre Vie)*, Fr., **40**: 467-539.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 185-195

G. RELINI, A. MOLINARI, M. RELINI, G. TORCHIA

Istituto di Zoologia, Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, Università di Genova, Via Balbi 5 - 16126 Genova, Italia.

CONFRONTO TRA LA FAUNA EPIFITICA DI *CAULERPA TAXIFOLIA* E *CYMODOCEA NODOSA*

COMPARISON IN EPIPHYTIC FAUNA OF *CAULERPA TAXIFOLIA* AND *CYMODOCEA NODOSA*

Abstract

In order to assess changes due to the presence of Caulerpa taxifolia, *which has recently replaced* Cymodocea nodosa *in a coastal area near Imperia, epiphytic fauna settled on both plants was studied in terms of species richness and density of epiphytes. Species richness and density were higher on* Caulerpa *when data was referred to a standard surface of the bottom (30 x 40 cm).* Cymodocea *shows a richer settlement in terms of number of organisms per plant biomass.*

Key-words: Invertebrate fauna, *Caulerpa taxifolia*, *Cymodocea nodosa*, N-W Mediterranean.

Introduzione

Uno dei casi più noti riguardanti la recente diffusione di specie introdotte accidentalmente negli ambienti marini costieri mediterranei è quello di *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh, specie pantropicale, probabilmente introdotta e diffusa all'interno del bacino del Mediterraneo anche per cause antropiche, quali il trasporto casuale mediante ancore, catenarie di natanti, attrezzi da pesca, uso acquariologico ecc.

Questa alga è stata segnalata per la prima volta in Mediterraneo, secondo alcuni autori, nel 1984, nelle acque di Monaco (Meinesz e Hesse, 1991), secondo altri (Chisholom *et al.*, 1995) era già presente nel 1939 lungo le coste della Palestina. Dalle osservazioni ivi condotte, sembra che questa specie alloctona, capace di produrre sostanze "tossiche" (con probabile funzione antierbivora), quali caulerpenina, caulerpina e caulerpicina, possa rappresentare un pericolo per le specie autoctone, infatti per rapidità di crescita, per ampiezza di distribuzione batimetrica e per le elevate densità raggiunte, essa modifica sostanzialmente la biocenosi esistente e potrebbe entrare in competizione anche con la *Posidonia oceanica* (Meinesz e Hesse, 1991). Anche su questo non mancano opinioni discordanti o più sfumate (AA.VV., 1997; Harmelin-Vivien *et al.*, 1994; Giaccone, 1997).

In Italia è stata segnalata per la prima volta ad Imperia il 30/05/92 (Relini e Torchia, 1992) ed in seguito in numerose località liguri (Sanremo, Ospedaletti, Andora, Alassio, Varazze) ed in altri mari italiani (Isola d'Elba, Stretto di Messina).

All'interno del Bacino di S. Lazzaro, presso Imperia, attualmente colonizzato da *C. taxifolia*, che ha gradualmente sostituito la fanerogama marina *Cymodocea nodosa*, è stata esaminata la fauna epifitica presente sull'alga alloctona. I risultati ottenuti, comparati con dati raccolti in un vicino sito di controllo ancora colonizzato da *C. nodosa*, contribuiscono alla conoscenza delle modificazioni indotte dall'invasione dell'alga.

Materiali e metodi

Il sito di studio (Bacino di S. Lazzaro) è uno specchio acqueo dove sono in corso di realizzazione nuovi ormeggi per la nautica da diporto. Al momento non si rilevano segni di eutrofizzazione delle acque, probabilmente per il buon ricambio con l'esterno. I fondali sabbioso-fangosi del bacino, precedentemente colonizzati dalla fanerogama *C. nodosa*, sono ora completamente colonizzati da *C. taxifolia.*

Il tratto di mare antistante la foce del Rio Caramagna, circa 1 km a ponente del Bacino di S. Lazzaro, è stato utilizzato come punto di campionamento della *Cymodocea nodosa.*

Nell'arco di dodici mesi (ottobre '94 - ottobre '95) sono state condotte, 8 campagne, in ognuna delle quali sono stati effettuati 2 prelievi su aree di 30 x 40 cm di *C. taxifolia* (C1 e C2) ed uno su *C. nodosa* (Cy), tra i 4 ed i 6 m di profondità. I campionamenti sono stati effettuati da subacquei che prelevavano manualmente i filloidi dell'alga e le foglie della fanerogama. I campioni sono stati esaminati al binoculare ed è stata classificata e quantificata la fauna epifitica o comunque rinvenuta in mezzo alla vegetazione prelevata. Sono stati pesati i filloidi e gli stoloni tra di essi, nel caso dell'alga, mentre per la fanerogama sono state pesate essenzialmente le foglie.

In fase di elaborazione i valori di abbondanza sono stati trattati sia in rapporto alla superficie di fondale campionata, sia in rapporto alla biomassa vegetale prelevata (filloidi e foglie). Sono stati utilizzati il coefficiente di similitudine di Bray-Curtis (1957) e l'indice di diversità di Shannon - Weaver (1949). La frequenza con la quale sono state trovate le diverse specie nelle serie degli 8 prelievi è stata schematizzata con l'uso di 4 diverse classi: 1°> 75% dei prelievi, 2°=50%-74.9%, 3°=25%-49.9%, 4°<25%.

Risultati

Sono stati riconosciuti 92 diversi taxa, 22 nei campioni di *Cymodocea nodosa*, 63 e 56 nelle due serie di prelievi su *Caulerpa taxifolia* (tab.1).

Dieci taxa (*Clytia* sp., *C. hemisphaerica*, *Laomedea* sp., *Bittium reticulatum*, *Modiolarca subpicta*, *Nereis* sp., *Aora* sp., *Caprella* sp., *Ericthonius brasiliensis*, *Botryllus schlosseri*) risultano comuni tra il sito scelto su *C. nodosa* ed almeno uno dei 2 siti su *C. taxifolia.*

Complessivamente 8 taxa (5 idroidi e 3 briozoi) sono risultate esclusive della *Cymodocea.* Quarantanove taxa su 63 presenti in C1, e 46 su 56 presenti in C2, sono risultati esclusivi dei prelievi su *C. taxifolia.*

Nelle 2 serie su *C. taxifolia* il 52% ed il 43% delle specie risultano presenti solo in uno, o al massimo due degli 8 campionamenti effettuati (frequenza < 25% - 4° classe) e solo il 17% (C1) ed il 21% (C2) delle specie sono presenti in oltre la metà dei campioni (1 ° e 2° classe). Nei campioni su *Cymodocea* una percentuale minore, il 36% delle specie, appartiene alla 4° classe, ed una percentuale maggiore, il 27%, risulta presente in oltre la metà dei prelievi.

Il gruppo degli idroidi risulta più ricco di specie nei campioni su *C. nodosa*, dove è presente con 8 taxa, rispetto alle due serie di prelievi su *Caulerpa* (4 e 3 taxa). I briozoi sono risultati presenti con 5 specie in C1, 3 specie nel campione su *Cymodocea*, ed una sola specie in C2. Tutti gli altri gruppi (Porifera, Gasteropoda, Bivalvia, Polychaeta, Crustacea, Ascidiacea) presentano un numero

Tab. 1 - Specie animali rinvenute nelle due serie di prelievi su *Caulerpa taxifolia* e nella serie su *Cymodocea nodosa*. Sono indicate le frequenze dei ritrovamenti e le stagioni nelle quali ciascuna specie è stata trovata. 1>75%, 2=50%-74.9%, 3=25%-49.9%, 4<25%. a=autunno, i=inverno, p=primavera, e=estate.

List of species recorded in two series of sampling carried aut on *Caulerpa taxifolia* and *Cymodocea nodosa*. Seasonal variation and frequency of each species are indicated. 1>75%, 2=50%-74.9%, 3=25%-49.9%, 4<25%. a=autumn, i=winter, p=spring, e=summer.

Specie rinvenute	*C. taxifolia* 1		*C. taxifolia* 2		*C. nodosa*	
PROTOZOA						
Foraminifera	1	a.i.p.e.	1	a.i.p.e.	2	a.p.e.
PORIFERA						
Sycon sp	2	i.p.e.	3	i.p.	-	
CNIDARIA						
Lafoeina tenuis M. Sars, 1874	-	-	-	-	4	a.
Aglaophenia sp.	-	-	-	-	2	a.p.e.
Ventromma halecioides (Alder, 1859)	-	-	-	-	4	i.
Sertularella gaudichaudi (Lamouroux, 1824)	-	-	-	-	2	a.i.p.
Clytia sp.	3	a.p.	3	i.p.	3	a.i.e.
Clytia hemisphaerica (Linnaeus, 1758)	4	p.	3	a.p.e.	3	p.e.
Laomedea sp.	4	a.	-	-	1	a.i.p.e.
Obelia dichotoma (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	4	e.
Hydrozoa n.c.	4	p.	3	i.p.	-	-
NEMERTEA	2	a.i.p.e.	2	i.p.e.	-	-
ANNELIDA POLYCHAETA						
Raphidrilus nemasoma Monticelli, 1910	-	-	4	i.	-	-
Nereis sp.	3	a.i.p	2	a.i.p.e.	3	a.
Platynereis dumerillii (Audouin & Milne E., 1833)	3	i.p.e.	3	i.e.	-	-
Protodorvillea kefersteini (Mc Intosh, 1879)	4	e.	-	-	-	-
Amphictene auricoma (O. F. Müller, 1776)	-	-	4	e.	-	-
Terebellidae	3	p.e.	4	i.	-	-
Amphitrite sp.	-	-	4	p.	-	-
Amphiglena mediterranea (Leydig, 1851)	4	i.	-	-	-	-
Branchiomma lucullanum (Delle Chiaje, 1828)	2	a.i.p.e.	3	a.p.e.	-	-
Jasmineira elegans (Saint-Joseph, 1884)	-	-	4	e.	-	-
Sabellidae n.c.	2	a.p.e.	2	a.i.p.	-	-
Pomatoceros lamarkii (Quatrefages, 1865)	4	p.	4	p.	-	-
Pomatoceros triqueter (Linnaeus, 1767)	4	p.	-	-	-	-
Semivermilia cribrata (O. G. Costa, 1861)	-	-	4	p.	-	-
Serpula sp.	-	-	3	a.i.	-	-
Serpula concharum Langherhans, 1880	3	a.i.	4	i.	-	-
Spirobranchus polytrema (Philippi, 1844)	3	i.p.	4	p.	-	-
Serpulidae n.c.	4	i.	3	e.	3	a.p.
Janua sp.	1	a.i.p.e.	1	a.i.p.e.	-	-
Spirorbis marioni Caullery & Mesuil, 1897	3	a.p.	4	p.	-	-
Spirorbidae n.c.	4	i.	2	a.i.p.	-	-
BIVALVIA						
Modiolarca subpicta (Cantraine, 1835)	2	a.p.e.	2	a.i.p.e.	3	a.e.
Neolteplon obliquatum Chaster, 1897	-	-	4	p.	-	-
Parvicardium exiguum (Gmelin, 1791)	2	i.p.e.	3	a.e.	-	-
Donacilla cornea (Poli, 1795)	4	i.	-	-	-	-
Tellina serrata (Brocchi, 1814)	3	i.p.	-	-	-	-
Chamelea sp.	-	-	4	i.	-	-
Gouldia minima (Montagu, 1803)	-	-	4	a.	-	-
Paphia rhomboides (Pennat, 1777)	3	i.e.	-	-	-	-
Venerupis senegalensis (Gmelin, 1791)	3	e.	-	-	-	-
Corbula gibba (Olivi, 1792)	-	-	4	a.	-	-

(Segue Tabella 1)

(Segue da Tabella 1)

GASTROPODA						
Gibbula sp.	3	i.p.e.	4	a.	-	-
Jujubinus sp.	1	a.i.p.e.	1	a.i.p.e.	-	-
Tricolia sp.	4	i.	-	-	-	-
Tricolia pullus pullus (Linnaeus, 1758)	-	-	4	p.	-	-
Cerithium rupestre Risso, 1826	4	i.	-	-	-	-
Cerithium vulgatum Bruguière, 1792	4	e.	2	a.i.	-	-
Bittium reticulatum (Da Costa, 1778)	1	a.i.p.e.	2	a.i.p.	4	a.
Rissoa sp.	3	a.i.p.	2	a.i.p.	-	-
Rissoa variabilis (von Muehlfeldt, 1824)	1	a.i.p.e.	3	a.e.	-	-
Alvania sp.	4	e.	-	-	-	-
Alvania cimex (Linnaeus, 1758)	4	e.	-	-	-	-
Alvania discor (Allan, 1818)	3	i.p.	3	a.e.	-	-
Nassarius sp.	4	p.e.	-	-	-	-
Turbonilla sp.	4	p.	-	-	-	-
Gasteropoda n.c.	-	-	-	-	4	i.
CRUSTACEA						
Leptochelia savignyi (Krøyer, 1842)	4	a.	4	a.	-	-
Arcturella dilatata (G. O. Sars, 1883)	4	i.	3	a.i.	-	-
Amphilochus sp.	4	p.	-	-	-	-
Aora sp.	4	p.	4	p	4	e.
Microdeutopus sp.	3	i.p.	3	i.p.	-	-
Atylus sp.	4	p.	-	-	-	-
Dexamine spinosa (Montagu, 1813)	-	-	4	e.	-	-
Ericthonius brasiliensis (Dana, 1855)	-	-	4	p.	3	a.p.e.
Lysianassidae	-	-	4	e.	-	-
Maera sp.	-	-	4	i.	-	-
Stenothoe eduardi Krapp - Schickel, 1976	-	-	4	p.	-	-
Phtisica marina Slabber, 1769	3	i.p.	3	a.i.	-	-
Caprella sp.	4	a.e.	-	-	3	a.p.e.
Caprella acanthifera Leach, 1814	3	i.p.e.	3	i.e.	-	-
Caprella mitis Mayer, 1890	4	a.	4	i.	-	-
Amphipoda n.c.	-	-	-	-	3	i.p.e.
Calcinus tubularis (Linnaeus, 1767)	4	i.	-	-	-	-
Liocarcinus arquatus (Leach, 1814)	4	e.	-	-	-	-
ENDOPROCTA						
Pedicellina sp.	4	p.	2	a.i.p.	-	-
BRYOZOA						
Aetea	4	p.	-	-	-	-
Scruparia sp.	-	-	4	p.	-	-
Electra sp.	-	-	-	-	2	p.e.
Collarina balzaci (Andouin-Savigny, 1826)	4	p.	-	-	-	-
Cryptosula pallasiana (Moll, 1803)	4	p.	-		-	-
Schizoporella errata (Waters, 1878)	4	e.	-	-	-	-
Cellepora sp.	4	p.	-	-	-	-
Lichenophora sp.	-	-	-	-	4	e.
Cyclostomata n.c.	-	-	-	-	4	i.
ECHINOIDEA						
Paracentrotus lividus (Lamarck, 1816)	-	-	3	i.e.	-	-
ASCIDIACEA						
Didemnum granulosum (Drasche, 1833)	3	a.p.e.	3	i.p.	-	-
Didemnum maculosum (Milne-Edwards, 1841)	4	i.	-	-	-	-
Ecteinascidia turbinata Herdman, 1880	-	-	4	e.	-	-
Botryllus sp.	3	i.p.	-	-	-	-
Botryllus schlosseri (Pallas, 1776)	3	a.i.p.	3	i.p.	1	a.i.p.e.

di taxa maggiore nelle due serie su *Caulerpa* rispetto alla stazione su *Cymodocea*.

Il gruppo con il maggiore numero di specie su *C. taxifolia* e quello dei policheti: 15 e 18 diversi taxa in C1 e C2. La categoria sistematica con il maggior numero di specie su *C. nodosa* è quella degli idroidi.

Tra le specie censite in C1 e C2, 17 sono esclusive del periodo primaverile, 11 di quello estivo, 4 di quello autunnale e 9 dei mesi invernali.

I bivalvi, presenti con 10 specie, probabilmente non fanno parte della fauna epifitica, ma piuttosto dell'infauna. E' verosimile che siano stati campionati accidentalmente prelevando le fronde di *Caulerpa*, anche se non si può escludere che alcuni esemplari si trovassero al di sopra dell'alga, nel sedimento depositato sulle fronde.

Le specie rilevate con maggior frequenza nell'insieme dei campionamenti sono: *Clytia* sp. tra gli idroidi, *Bittium reticulatum*, *Jujubinus* sp. e *Rissoa variabilis* tra i gasteropodi (gli ultimi due esclusivi di *Caulerpa*), *Janua* sp. (esclusivo di *Caulerpa*) tra i policheti, *Botryllus schlosseri* tra gli ascidiacei.

Le comunità animali insediate su *C. taxifolia* e *C. nodosa* confrontate mediante il coefficente di similitudine di Bray-Curtis risultano ben differenziate tra loro in due raggruppamenti (fig. 1). All'interno del raggruppamento che raccoglie i rilevamenti effettuati sulla *Caulerpa*, si nota la tendenza dei campioni a raggrupparsi in estivi - autunnali ed invernali - primaverili. Tra i campioni effettuati su *Cymodocea* non sembra evidente una suddivisione dei campioni in base alla stagione.

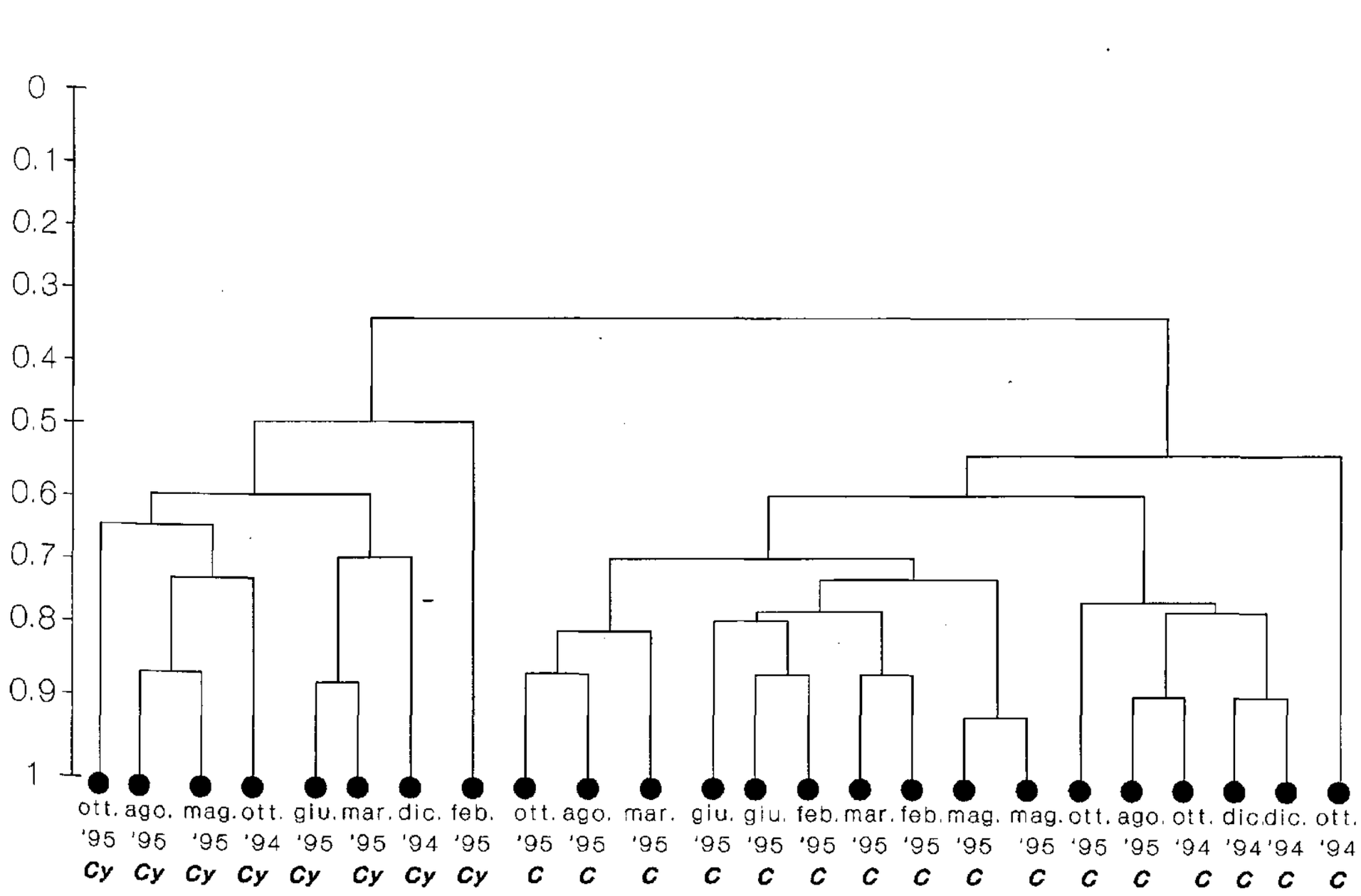


Fig. 1 - Dendrogramma di similitudine (Coefficiente di Bray-Curtis) dei campioni prelevati su *Caulerpa taxifolia* (*C*) e su *Cymodocea nodosa* (*Cy*).
Similarity dendrogram (Bray-Curtis) of the samples collected on *Caulerpa taxifolia* (C) and on *Cymodocea nodosa* (*Cy*).

Nei mesi da febbraio a giugno la ricchezza specifica riferita alla superficie esaminata (fig. 2) e l'indice di Shannon - Weaver (tab.2) raggiungono i valori più elevati in entrambe le serie di prelievi su *Caulerpa*. Su *Cymodocea*, le variazioni sono meno marcate; si può comunque osservare un minimo della ricchezza specifica in coincidenza del periodo invernale. Un confronto tra *Caulerpa* e *Cymodocea* indica mediamente la presenza di un maggior numero di specie sull'alga alloctona, con l'eccezione del periodo tardo estivo - autunnale, quando, a causa della diminuzione delle specie presenti su *Caulerpa*, i valori di ricchezza specifica sui due vegetali risultano molto simili.

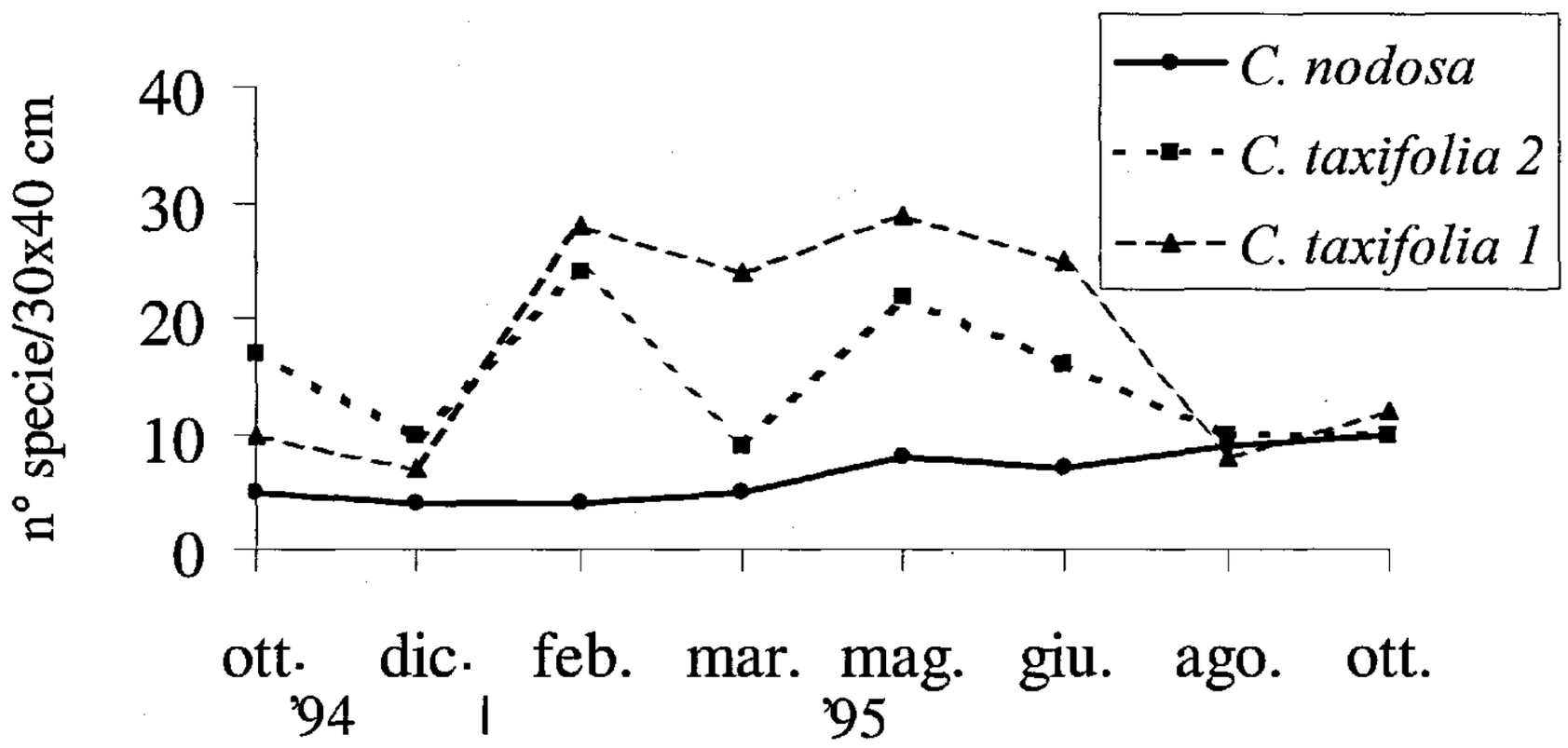


Fig. 2 - Ricchezza specifica rilevata nelle serie di prelievi (30x40 cm) effettuati su *Caulerpa taxifolia* e su *Cymodocea nodosa*.
Species richness recorded in the samples collected on *Caulerpa taxifolia* and on *Cymodocea nodosa*.

Nei due campioni su *Caulerpa* le densità, cioè il n° di esemplari riferito alla superficie (dm^2) di fondale esaminata, presentano ampie variazioni in funzione del periodo stagionale (fig. 3). In entrambi i siti sono stati osservati massimi nel mese di maggio (oltre 230 ind/dm^2) e minimi in dicembre (7 ind/dm^2). Nella stazione su *Cymodocea* i valori più bassi di densità sono in coincidenza con i mesi invernali ed i valori più elevati da maggio ad ottobre. Comparando le densità sui due vegetali, mediamente, sulla *Caulerpa* sono stati trovati valori nettamente più elevati

Tab. 2 - Valori dell'indice di Shannon-Weaver degli organismi epifiti trovati nei campioni di *Caulerpa taxifolia* (*C.*1 e *C.*2) e di *Cymodocea nodosa* (*Cy*).
Shannon-Weaver index of the epiphytic organisms found on samples of *Caulerpa taxifolia* (C.1 and C.2) and *Cymodocea nodosa* (*Cy*).

INDICE DI SHANNON-WEAVER								
	OTT.'94	DIC.'94	FEB.'95	MAR.'95	MAG.'95	GIU.'95	AGO.'95	OTT.'95
C. 1	0.443	1.652	2.085	1.648	2.240	1.677	1.832	1.378
C. 2	1.020	1.433	2.449	1.721	2.269	2.317	0.839	1.603
Cy.	0.679	1.145	0.503	1.002	1.687	0.436	1.948	1.096

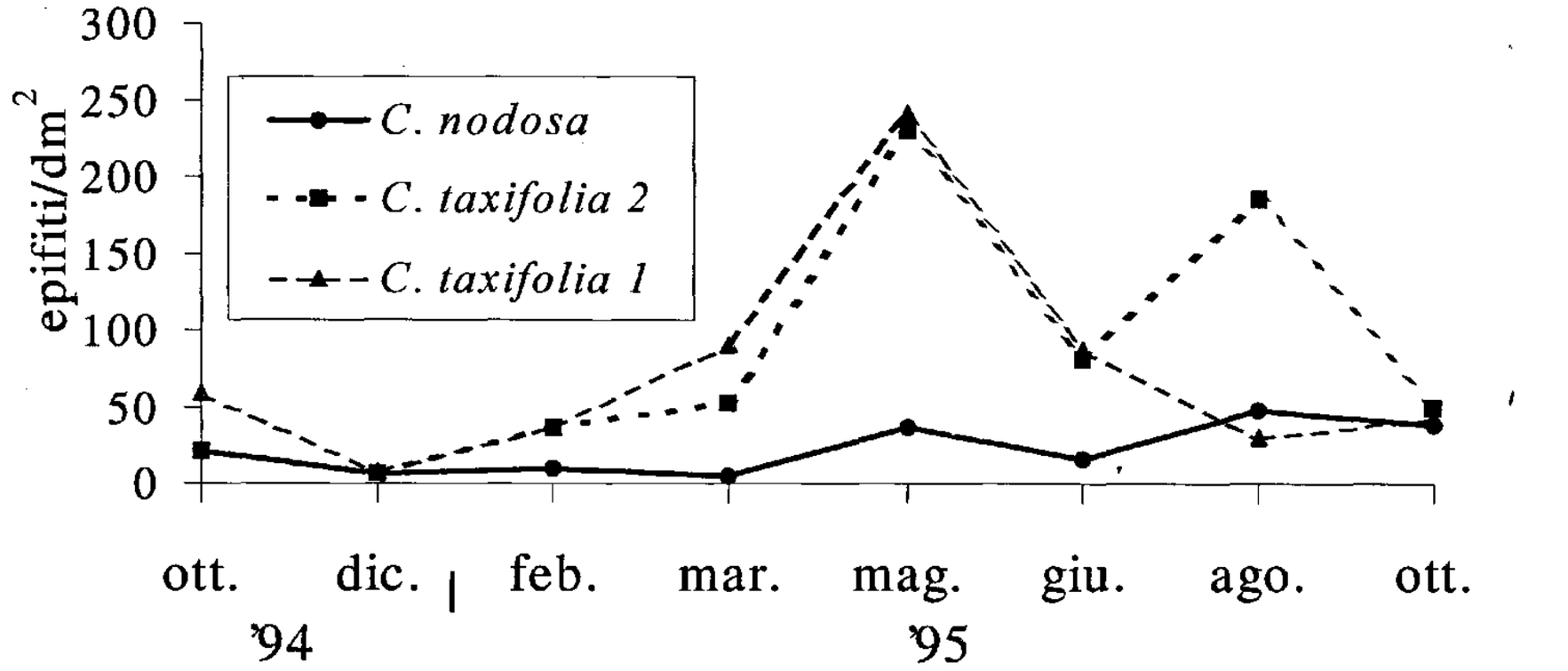


Fig. 3 - Densità (n°/dm²) degli epifiti nelle serie di prelievi effettuati su *Caulerpa taxifolia* e su *Cymodocea nodosa.*
Epiphytic density (no/dm²) in the samples collected on *Caulerpa taxifolia* and on *Cymodocea nodosa*.

tranne che nei mesi di dicembre '94 e ottobre '95, quando la drastica diminuzione degli epifiti su *Caulerpa*, avvicina i valori delle due aree di studio.

Questo tipo di approccio non tiene conto delle variazioni di biomassa dei vegetali e non indica quindi l'effettiva densità di epifiti sulle fronde di *Caulerpa* o sulle foglie di *Cymodocea*. In entrambe le stazioni su *Caulerpa* da maggio ad ottobre la biomassa vegetale (peso umido) risulta doppia o più che doppia rispetto a quella dei mesi tardo autunnali - invernali (fig. 4). La biomassa vegetale campionata nelle due stazioni su *Caulerpa* risulta mediamente oltre 30 volte maggiore rispetto a quella della *Cymodocea*.

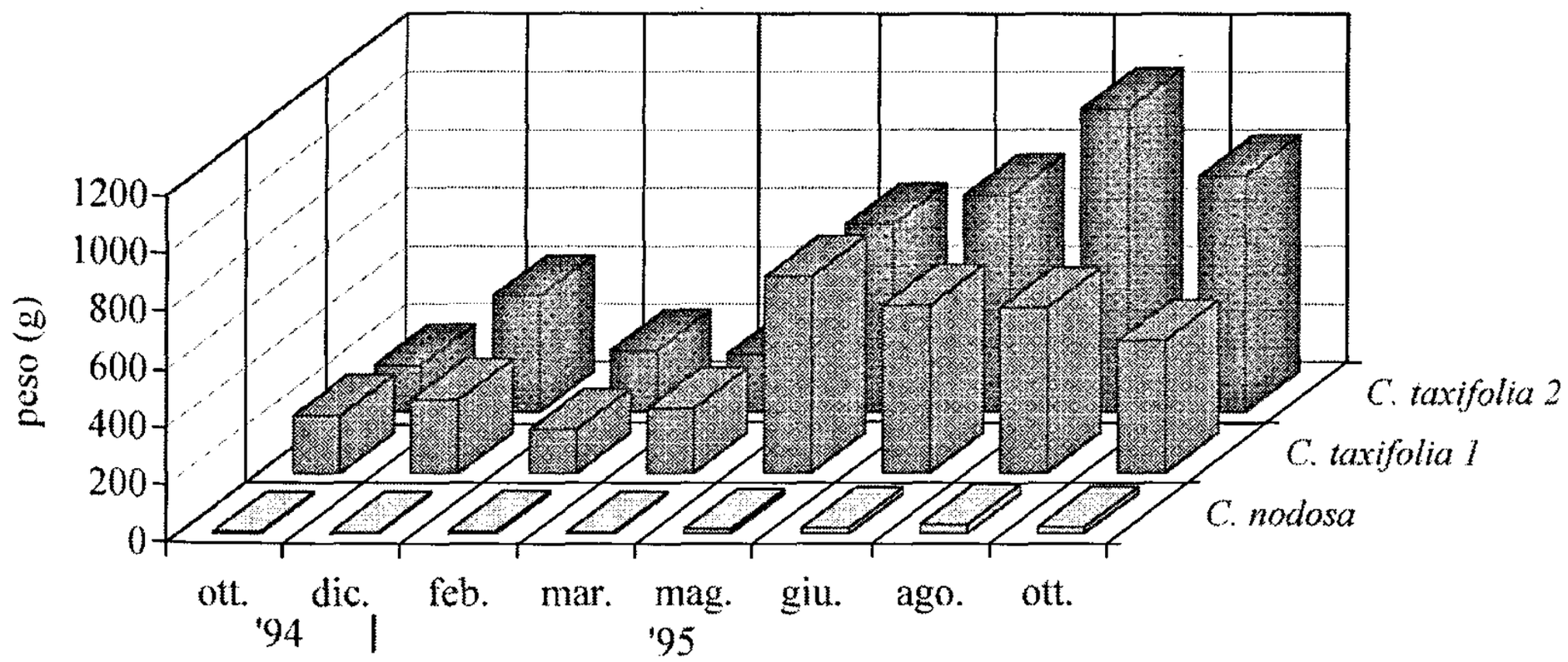


Fig. 4 - Biomassa vegetale (peso umido in g) di *Caulerpa taxifolia* e *Cymodocea nodosa* campionata su aree di 30x40 cm nel corso delle 8 campagne effettuate.
Vegetal biomass (wet weight) of *Caulerpa taxifolia* and *Cymodocea nodosa* collected on 30x40 cm quadrats during 8 samples sessions.

Rapportato alla biomassa algale, il numero di epifiti, in entrambe le serie di prelievi su *Caulerpa*, aumenta gradualmente da febbraio a maggio, e diminuisce nei mesi estivi autunnali. A parità di biomassa vegetale il confronto tra l'alga e la fanerogama evidenzia nettamente una più abbondante colonizzazione delle foglie di *Cymodocea*, mediamente oltre 6 volte maggiore rispetto a quella su *Caulerpa* (fig. 5). E' stata utilizzata la biomassa quale termine di confronto essendo praticamente impossibile riferirsi con precisione alla superficie delle foglie e dei filloidi data la difficoltà della misurazione della superficie di questi ultimi.

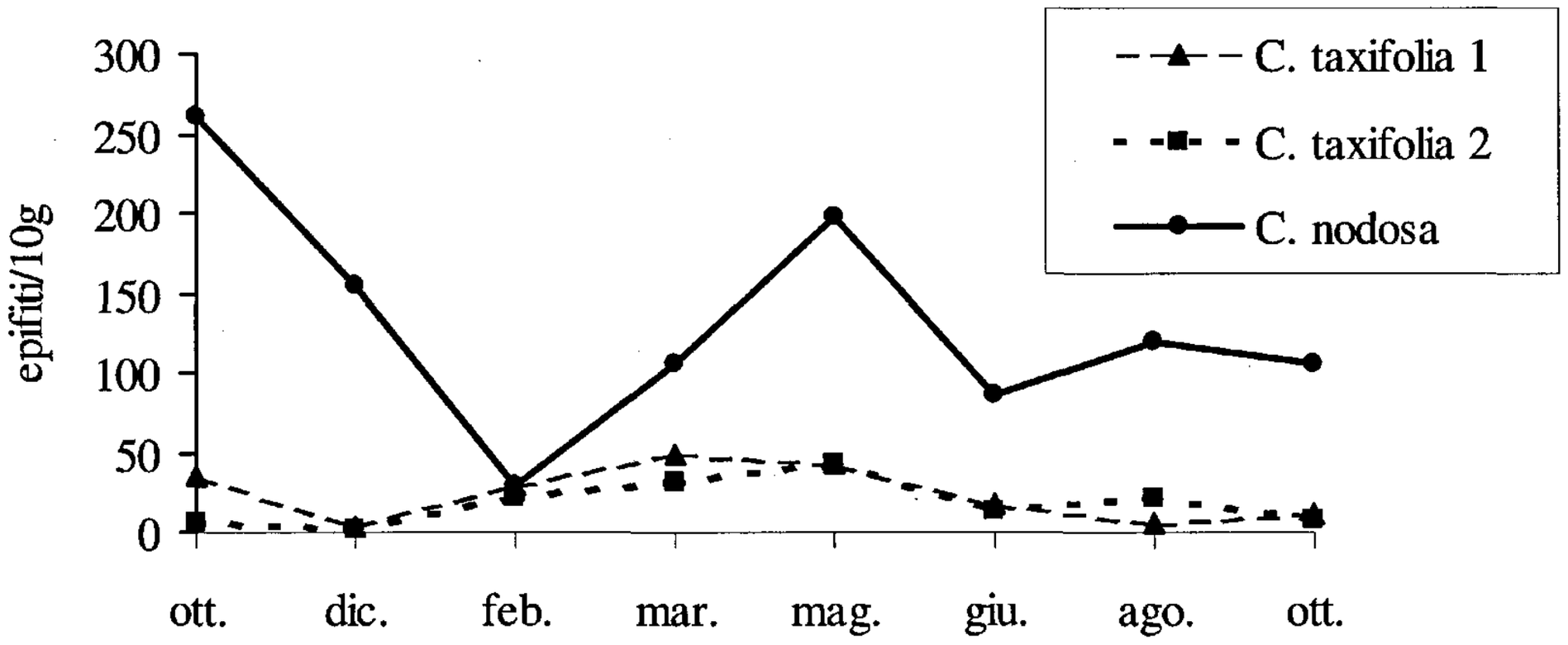


Fig. 5 - Abbondanza della fauna epifitica riferita a 10 g di biomassa vegetale.
Abundance of the epiphytic fauna referred to 10 g of vegetal biomass.

Conclusioni

La fauna epifitica di *C. taxifolia* e quella di *C. nodosa* presentano nette differenze qualitative e quantitative.

Nei campioni su *C. taxifolia* è stato trovato un numero di specie più che doppio rispetto a quello osservato su *C. nodosa*.

La fauna epifitica di *C. taxifolia* è caratterizzata dalla presenza di organismi appartenenti a numerosi gruppi sistematici, mentre quella di *C. nodosa*, risulta costituita prevalentemente da idroidi e briozoi. Buia *et alii* (1996), in studi condotti nel golfo di Napoli sulla fauna epifitica di *C. nodosa* hanno rilevato la presenza di soli idroidi e foraminiferi

Il 36% delle specie presenti su *C. nodosa* risulta assente su *C. taxifolia*, i gruppi sistematici più penalizzati con l'avvento dell'alga alloctona sono gli idroidi ed i briozoi.

Il 78% e l'82% delle specie presenti nei due siti su *C. taxifolia* sono risultate assenti su *C. nodosa*. I gruppi sistematici più avvantaggiati con l'avvento della *Caulerpa* sono i policheti, i crostacei, i gasteropodi, i bivalvi e gli ascidiacei.

Il popolamento epifita della *C. taxifolia* presenta caratteristiche di instabilità e poche specie residenti; per circa il 50% esso è composto da specie presenti solo saltuariamente. I policheti, similmente a quanto osservato sulla prateria di *Caulerpa* di Cap Martin (Bellan-Santini, 1995) sono la categoria sistematica con

il maggior numero di specie. Il popolamento su *C. nodosa*, presenta una percentuale maggiore di specie residenti ed è composto solo per il 36% da specie presenti saltuariamente.

Ampie variazione qualitative (ricchezza specifica, indice di Shannon - Weaver) e quantitative (n°/dm^2, n°/g) sono state osservate nel popolamento epifita di *Caulerpa*. In particolare si assiste ad un impoverimento della fauna nei mesi estivi ed autunnali. Tale fenomeno probabilmente è spiegabile con il rinnovamento vegetativo dell'alga che in giugno - luglio si presenta con talli nuovi ed elimina così gli epifiti accumulati nel corso dell'inverno e della primavera. Variazioni stagionali nel popolamento epifita di *C. taxifolia*, simili a quelle sopra descritte, sono state osservate anche a Cap Martin in un sito a 6 m (Bellan-Santini, 1995).

Non sono state osservate variazioni stagionali altrettanto significative nella fauna epifita di *C. nodosa*. Si osserva comunque una diminuzione sia della ricchezza specifica che dell'abbondanza (riferita sia all'unità di superficie che alla biomassa algale) nel periodo invernale. Studi effettuati su diverse categorie sistematiche insediate su *C. nodosa* confermano questa tendenza (Mazzella *et al.*, 1993; Piraino e Morri, 1989).

Il confronto quantitativo tra gli epifiti dei due vegetali evidenzia valori nettamente più elevati su *Caulerpa* a parità di area campionata (superficie 30x40 cm di fondale), ma quantità di epifiti abbondantemente maggiori su *Cymodocea* se il confronto viene effettuato a parità di biomassa vegetale esaminata che può essere grossolanamente considerata proporzionale alla superficie vegetale disponibile per l'insediamento.

La *Cymodocea* quindi risulta colonizzata con maggior successo rispetto alla *Caulerpa*, probabilmente grazie al più lento rinnovamento vegetativo. La *Caulerpa*, presenta fronde più povere di epifiti, ma a parità di fondale ricoperto, grazie ad un notevole sviluppo vegetativo ed alla densità delle fronde, risulta colonizzata da un maggior numero di specie e presenta una fauna epifitica più abbondante.

La complessità strutturale, l'altezza e la densità delle fronde di *C. taxifolia* favoriscono la formazione di zone d'ombra all'interno della prateria. Probabilmente questa diversificazione dell'ambiente è uno dei fattori che determinano una maggior ricchezza specifica nella prateria di *Caulerpa*, permettendo ad esempio la presenza di specie sciafile.

Osservazioni condotte sulla flora epifitica delle Caulerpe ed in particolare di *C. taxifolia* (Di Martino, Giaccone, 1996) indicano che su substrato mobile i prati a *Caulerpa* non costituiscono un danno per la biodiversità algale, ma anzi un'opportunità di ripopolamento di aree degradate.

La recente colonizzazione da parte dell'alga *C. taxifolia* dei fondali del porticciolo turistico di Imperia e la conseguente scomparsa da questi fondali della fanerogama *C. nodosa*, globalmente, non ha comportato un impoverimento della fauna epifita.

Infatti pur venendo a mancare generi e specie ospitate sulla fanerogama, la comunità si è arricchita di altre specie, e considerando la maggiore biomassa vegetale, il popolamento sulla *Caulerpa*, a parità di superficie, risulta più abbondante. Si tratta però di un popolamento epifita instabile, soggetto ad ampie variazioni stagionali e inevitabilmente, considerato il rinnovamento vegetativo dell'alga, caratterizzato da epifiti giovani.

Ringraziamenti

Si ringraziano A. Dell'Acqua, S. Bava, A. Gatto, S. Merello ed il Prof. A. Tursi per l'aiuto nella classificazione delle diverse specie.

Summary

The pantropical green alga *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh recorded in the NW Mediterranean basin for the first time in 1984 near Monaco is spreading to many Italian sites. In the Ligurian Sea this alga was first found near Imperia in 1992 in an area colonized by the sea grass *Cymodocea nodosa*, which it has now almost completely replaced. In order to assess differences in the fauna settled or present between plants on *C. taxifolia* and on *C. nodosa*, 8 surveys were carried out between October '94 and October '95 in three shallow water (4-6 m depth) stations: two sites in the S. Lazzaro basin, situated between the two ports of Imperia where there was *C. taxifolia* and a third one km away outside the harbour where there was *C. nodosa*. All plants and animals present over a surface area of 30x40 cm were collected and identified.

There are clear qualitative and quantitative differences between the epiphytic fauna found on *C. taxifolia* and *C. nodosa*.

A total of 92 animal taxa were listed, 22 on *C. nodosa*, and 63-56 at the two *C. taxifolia* sites.

36% of species on *C. nodosa* are absent on *C. taxifolia*, while about 80% of species collected on the alga are absent on the seagrass.

On *C. taxifolia* the highest number of species (15 and 18 spp.) is represented by Polychaeta, while on *C. nodosa* by Hydrozoa (8 spp.).

High qualitative (species richness, Shannon-Weaver Index) and quantitative (density referred to in terms of dm2 or g) seasonal variations were described on *C. taxifolia*. In particular, a decrease in fauna occurred during summer and autumn probably as a result of the renewal of plants. Epiphytic fauna of *C. nodosa* did not show a similar pattern.

From a quantitative point of view fauna is greater on *C. taxifolia* if data are taken as referring to the sampling surface (n°/dm2), on *C. nodosa* if in terms of plant biomass (n°/g). The high density, complexity, height and shadow zone in the *C. taxifolia* meadow are probably responsible for the greater number of fauna present in relation to the sampling surface.

Bibliografia

AA.VV. (1997) - *Dynamique d'espèces marines invasives: application à l'expansion de* Caulerpa taxifolia *en Méditerranée*. Séminaire international, Paris 13-14-15 Mars 1997. Actes de colloques. Septembre 1997. Académie des Sciences: 379 pp.

BELLAN-SANTINI D. (1995) - Faune d'invertébres du peuplement à *Caulerpa taxifolia*. Donnée préliminares pour les côtes de Provence (Méditerranée nord-occidentale). *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 635-643.

BRAY J.R., CURTIS J.T. (1957) - An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.*, **27**: 325-349.

BUIA M.C. DI LEVA G., MAZZELLA L. (1996) - Biodiversità della comunità epifita delle foglie di *Cymodocea nodosa* di un prato antistante l'isola d'Ischia (Golfo di Napoli). *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 136-142.

CHISHOLOM J.R.M., JAUBERT J.M., GIACCONE G. (1995) - *Caulerpa taxifolia* in the NW

Mediterranean: introduced species or migrant from the Red Sea? *Comptes rendus de l'Académie des Sciences.* Paris. **318**: 1219-1226.

DI MARTINO V., GIACCONE G. (1996) - Biodiversità in associazioni dipendenti di epibionti vegetali in prati a Caulerpe nel Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 32-39.

GIACCONE G. (1997) - Phytosociologie et écologie du genre *Caulerpa* en Méditerranée. In *Dynamique d'espèces marines invasives: application à l'expansion de Caulerpa taxifolia en Méditerranée.* Séminaire international, Paris 13-14-15 Mars 1997. Actes de colloques. Septembre 1997. Académie des Sciences: 131-144.

HARMELIN-VIVIEN M., HARMELIN G., FRANCOUR P. (1994) - Influence de quelques facteurs du milieu sur le peuplement de poissons des prairies a *Caulerpa taxifolia* a Monaco. First International Workshop on *Caulerpa taxifolia.* Boudouresque C.F., Meinesz A. & Gravez V. edit., *GIS Posidonie publ.*, Fr., 1994: 385-391.

MAZZELLA L., SCIPIONE M.B., GAMBI M.C., BUIA M.C., LORENTI M., ZUPO V., CANCEMI G. (1993) - The Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa.* A comparative overview. *The First International Conference MEDCOAST '93,* November 2-5, 1993; Antalya, Turkey: 103-116.

MEISNEZ A., HESSE B. (1991) - Introduction et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale. *Oceanologica Acta,* **14** (4): 415-426.

PIRAINO S., MORRI C. (1989) - Zonation and ecology of Epiphytic Hydroids in a Mediterranean Coastal Lagoon: the "Stagnone of Marsala (north-west Sicily). *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology,* **11** (1): 43-60.

RELINI M., TORCHIA G. (1992) - Prima segnalazione di *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C.Agardh in acque italiane. *Doriana, Supl. Annali Museo Civico Storia Naturale "G. Doria",* Genova, **279**: 1-4.

SHANNON C.E., WEAVER W. (1949) - *The Mathematical theory of communication.* Univ. of Illinois Press, Urbana: 117 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 196-202

N. UNGARO, C. A. MARANO, A. D'UGGENTO*

Laboratorio Provinciale di Biologia Marina - Molo Pizzoli (Porto), 70123 Bari, Italia.
*Dip. Sci. Stat., Facoltà di Econ. Comm., Univ. Studi di Bari, Italia.

RELAZIONI TRA SPECIE DEMERSALI DEL BACINO ADRIATICO SUD-OCCIDENTALE: ANALISI STATISTICA DI SERIE STORICHE

RELATIONSHIPS AMONG DEMERSAL SPECIES IN THE SOUTH-WESTERN ADRIATIC BASIN: STATISTICAL ANALYSIS OF TIME SERIES

Abstract

Time series about south-western adriatic demersal resources were analysed by means of Arima models (according to Box-Jenkins method) together with cross-correlation and "classical" trend analysis. Data come from nine seasonal trawl surveys carried out during 1991-1995 period; the statistical results show "random walk" trends for most of time series.

Key-words: Demersal fishery, South-Western Adriatic Sea, Time Series.

Introduzione

Il pescato derivante dall'attività di pesca a strascico nel Mediterraneo è caratterizzato dalla cattura di molte specie demersali con equivalente importanza commerciale (rispetto per esempio alle attigue aree Atlantiche di alta e media latitudine) (Caddy, 1996).

All'interno di tale categoria di organismi, composta da alcune centinaia di specie appartenenti a differenti *Phyla*, si possono ipotizzare relazioni specifiche (Macpherson, 1981; Caddy e Sharp, 1986) in riferimento alla variazione dei parametri ambientali ed alla pressione di pesca. Uno degli obiettivi della scienza alieutica (Caddy e Sharp, 1986) è rappresentato dunque dalla comprensione e la successiva modellizzazione delle relazioni esistenti tra specie o gruppi di specie, soggette a sfruttamento da parte delle attività di pesca.

Nell'ultimo decennio, grazie a progetti di ricerca nazionali ed internazionali mirati alla valutazione delle risorse demersali, è stato possibile raccogliere una grande quantità di dati relativi ai bacini italiani (Relini e Piccinetti, 1996), che hanno consentito inoltre di ottenere la prima serie storica per i mari della penisola. La disponibilità di tale serie, seppure limitata nel tempo, ha permesso ad alcuni autori di tentare elaborazioni con metodiche differenti (Baino *et al.*, 1995; Zacchi, 1996).

In particolare, il presente lavoro illustra i risultati dell'analisi statistica di serie storiche da un set di dati riferiti al Basso Adriatico (Marano *et al.*, in stampa).

Materiali e metodi

I dati sottoposti ad elaborazione sono stati ottenuti da nove campagne sperimentali stagionali di pesca a strascico svolte, dal 1991 al 1995, su fondali (da 10 a 700 m di profondità) dell'area Adriatica sud-occidentale, per un totale di 277 cale complessive della durata di un'ora (campagne 1994-1995, disegno di

campionamento random stratificato) o due ore (campagne 1991-1993, disegno di campionamento sistematico) (AA.VV., 1996).

I rendimenti di cattura (grammi/ora di traino) utilizzati sono riferiti a specie demersali appartenenti a gruppi sistematici predefiniti, quali teleostei, selaci, cefalopodi e crostacei decapodi; inoltre, onde evitare un appesantimento computazionale e una dispersione nell'analisi, il numero delle specie (preventivamente selezionate escludendo gli organismi pelagici, occasionalmente catturati dall'attrezzo) è stato ridotto mediante opportuni criteri selettivi. Il primo è rappresentato dalla frequenza di cale positive per la n-esima specie (specie valida se superava la frequenza del 10 % sul totale delle cale esaminate), il secondo era rappresentato dall'incidenza (%) in biomassa (specie valida se la biomassa media riferita alla specie, espressa in grammi per ora di traino, era maggiore dello 0,1% rispetto alla biomassa totale media – pari a 44370 g/h, c.v.% = 58,5).

Inoltre, al fine di attenuare l'eccessivo "peso" di alcuni dati anomali (e per evitare l'esclusione degli stessi), e nel tentativo di normalizzarne la distribuzione (Cannizzaro *et al.*, 1989; Ragonese, 1990), la trasformazione log (X) (per X diverso da 0) si è resa necessaria.

In seguito l'analisi è stata compiuta sui valori mediati per campagna e per strato batimetrico (media pesata), considerando in seguito separatamente platea (10-200 m di profondità), scarpata (200-800 m) e l'area totale, trattando le serie storiche come modelli stocastici; secondo questo approccio, le osservazioni del fenomeno in funzione del tempo sono considerate come la parte finita di una delle possibili infinite realizzazioni del processo stocastico (Piccolo, 1990).

Dal punto di vista metodologico, per la stima dei parametri dei modelli e per le previsioni si è operato su ciascuna specie ricorrendo alla tecnica di identificazione Box-Jenkins, ipotizzandosi un processo stocastico stagionale del tipo ARMA, con residui *white noise*, nel dominio temporale e frequenziale (Piccolo, 1990).

L'analisi delle serie storiche, attraverso la tecnica suggerita da Box-Jenkins, è stata effettuata allo scopo di identificare qualche eventuale regolarità e/o periodicità tra le osservazioni, naturalmente tenendo in debita considerazione gli effetti della lunghezza temporale della serie sui risultati finali; in merito alle stesse serie, bisogna premettere che l'utilizzo del filtro di Kalman, nella procedura ARIMA di SPSS Trends (AA.VV., 1994), ha permesso di compensare i dati mancanti relativi alla campagna autunnale 1993. In riferimento a questi ultimi modelli è stata anche effettuata l'analisi della "cross-correlation" tra serie (Box e Jenkins, 1976).

Infine tali risultati sono stati confrontati con quelli ottenuti mediante modellistica "classica" (analisi del *trend*) ed analisi della correlazione (non parametrica) (Castino e Roletto, 1991).

Risultati

Durante la ricerca in mare sono state identificate 237 specie tra teleostei, selaci, cefalopodi e crostacei decapodi. I criteri di selezione adottati hanno permesso di ottenere un elenco composto da 57 singole specie (35 teleostei, 4 selaci, 9 crostacei, 9 cefalopodi); è inoltre interessante notare come, adottando una soglia

del valore di biomassa più elevata (1% invece dello 0,1%), il numero delle specie si riduca a 15, come indicato dalla tabella 1.

L'ampio intervallo di variabilità associato ai valori di rendimento medio per campagna ha consigliato, successivamente, l'accorpamento delle specie in macroclassi (teleostei, selaci, cefalopodi, crostacei) (Cannizzaro *et al.*, 1989); in

Tab. 1 - Specie selezionate per l'elaborazione (le specie contrassegnate con * presentano un rendimento (g/h) >1% rispetto alla biomassa totale media).
Selected species to elaboration purpose (* marked species = yield > 1% of mean value of total biomass).

Teleostei
Argentina sphiraena Linnaeus, 1758
Arnoglossus laterna (Walbaum, 1792)
Arnoglossus rueppelli (Cocco, 1844)
Aspitrigla cuculus (Linnaeus, 1758)
Boops boops (Linnaeus, 1758)*
Callionimus maculatus Rafines. Schmaltz, 1810
Capros aper Linnaeus, 1758
Cepola macrophthalma (Linnaeus, 1758)
Coelorinchus coelorincus (Risso, 1810) *
Conger conger (Linnaeus, 1758)
Eutrigla gurnardus (Linnaeus, 1758)
Gadiculus argenteus argenteus Guichenot, 1850
Helicolenus dactylopterus (Delaroche, 1809) *
Hoplostethus mediterraneus Cuvier, 1829
Lepidopus caudatus (Euphrasen, 1788)
Lepidorhombus boscii (Risso, 1810) *
Lepidorhombus whiffiagonis (Walbaum, 1792) *
Lepidotrigla cavillone (Lacepede, 1801)
Lophius budegassa Spinola, 1807*
Lophius piscatorius Linnaeus, 1758*
Merluccius merluccius (Linnaeus, 1758) *
Micromesistius poutassou (Risso, 1810) *
Molva dypterigia macrophtalma (Rafin., 1810)
Mullus barbatus Linnaeus, 1758
Mullus surmuletus Linnaeus, 1758
Nezumia sclerorhyncus (Valenciennes, 1838)
Pagellus acarne (Risso, 1826)
Pagellus erythrinus (Linnaeus, 1758)
Phycis blennoides (Brünnich, 1768)*
Serranus cabrilla (Linnaeus, 1758)
Serranus hepatus (Linnaeus, 1766)
Spicara flexuosa Rafinesque, 1810
Spicara smaris (Linnaeus, 1758)
Trigla lyra Linnaeus, 1758
Trisopterus minutus capelanus (Lacep., 1800)

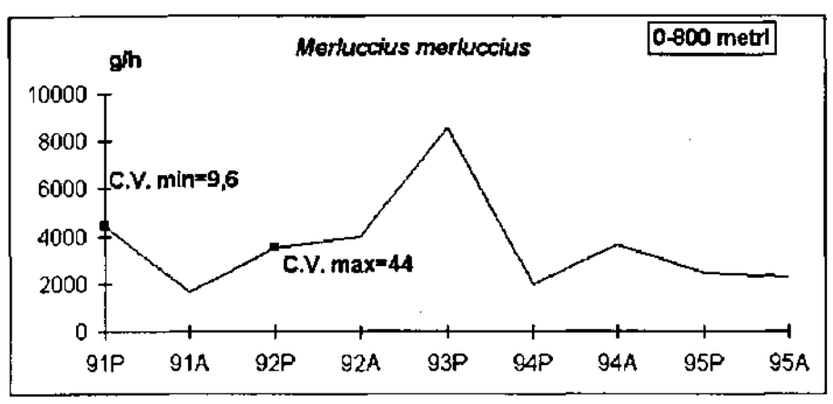
Selaci
Chimaera monstrosa Linnaeus, 1758
Etmopterus spinax (Linnaeus, 1758)
Galeus melastomus Rafinesque, 1809 *
Scyliorhinus canicula (Linnaeus, 1758)

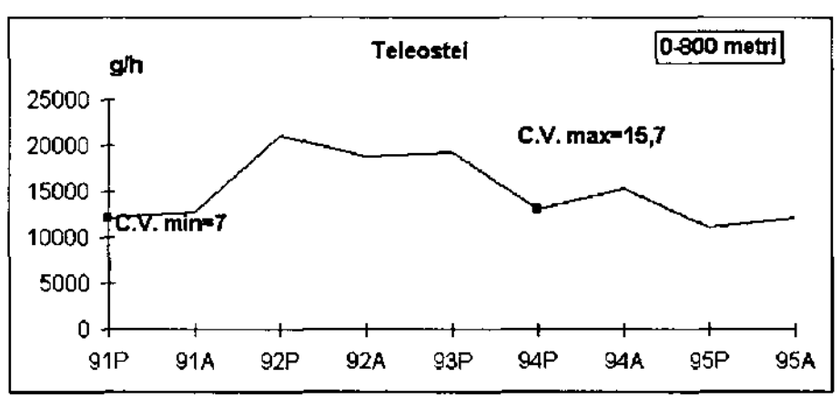
Crostacei
Liocarcinus depurator (Linnaeus, 1758)*
Macropipus tuberculatus (Roux, 1830)*
Munida intermedia A.Mil.Edw.& Bouv.,1899*
Nephrops norvegicus (Linnaeus, 1758)
Parapenaeus longirostris (Lucas, 1846)
Plesionika heterocarpus (Costa, 1871)
Plesionika martia (A. Milne Edw., 1883)
Policheles typhlops Heller, 1862
Squilla mantis (Linnaeus, 1758)

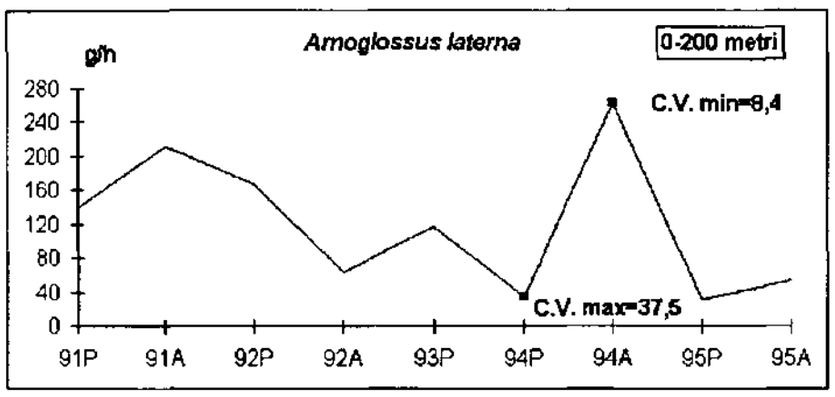
Cefalopodi
Alloteuthis media (Linnaeus, 1758)
Eledone cirrhosa (Lamark, 1798)*
Eledone moschata (Lamark, 1799)
Illex coindetii (Verany, 1839)
Octopus saluti Verany, 1837
Octopus vulgaris Cuvier, 1797
Rossia macrosoma (Delle Chiaje, 1829)
Sepia officinalis Linnaeus, 1758
Todaropsis eblanae (Ball, 1841)

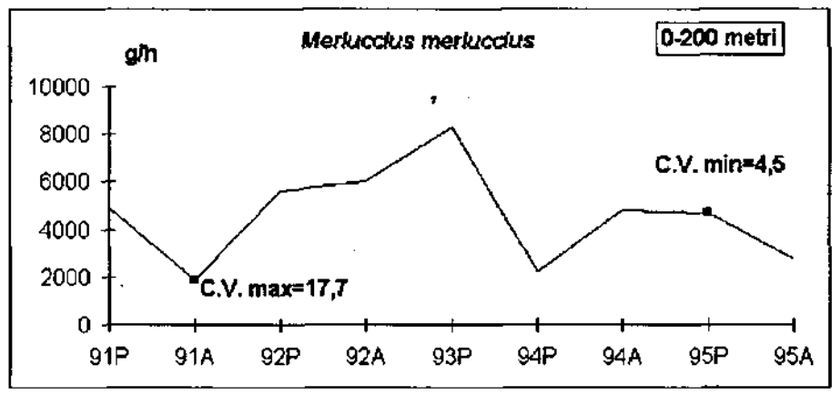
figura 1 sono illustrati gli andamenti temporali riferiti a quelle specie, o macroclassi, con valori dei coefficienti di variazione (%) inferiori al 50% sull'intero periodo considerato.

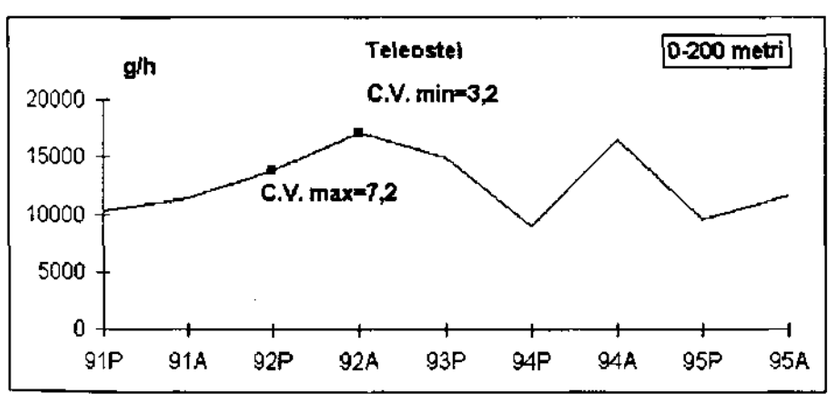
Nonostante le campagne di pesca siano state effettuate in determinati periodi dell'anno (primavera ed autunno), si è ritenuto di considerare i dati inerenti la singola campagna come osservazioni puntuali (quindi indipendenti dal numero di campioni e dal disegno statistico); il tentativo di tenere conto di una certa periodicità non ha, infatti, contribuito ad aumentare la significatività dei modelli

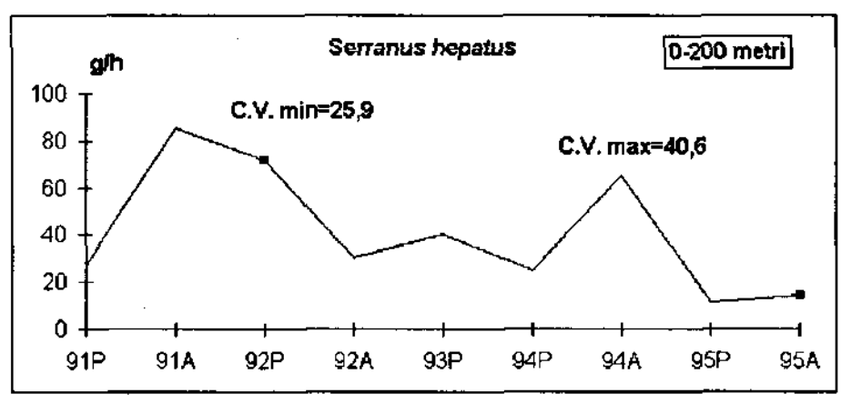


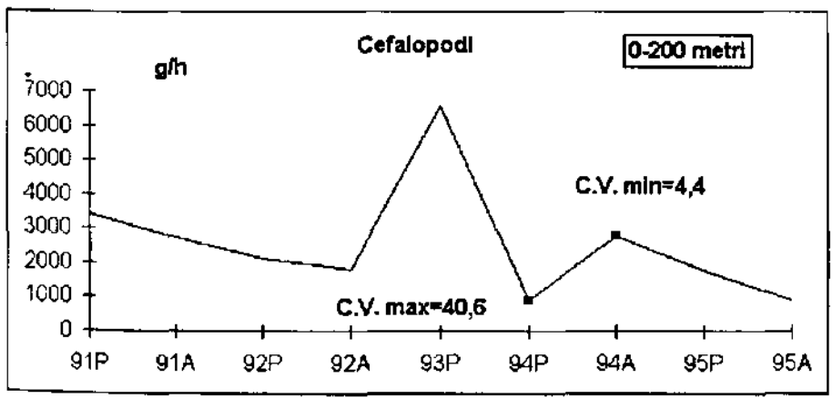


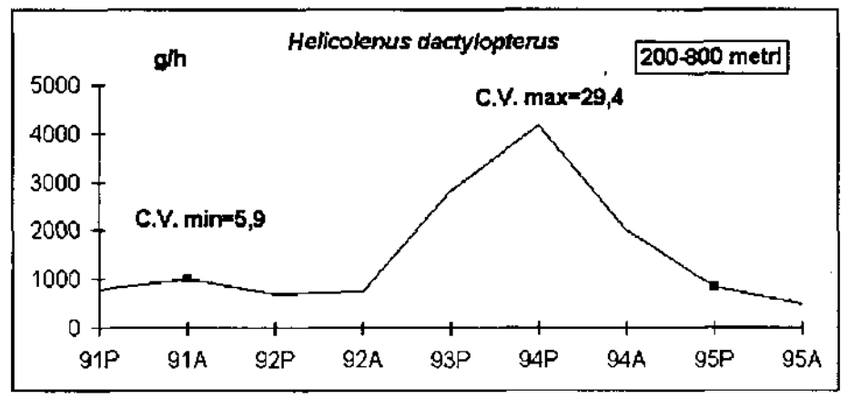


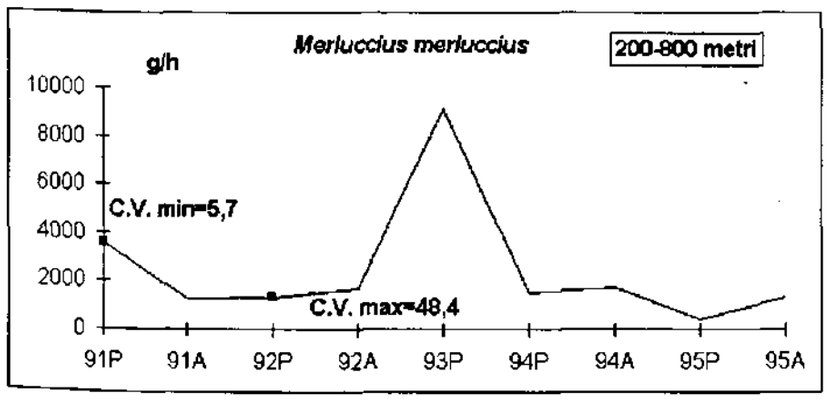


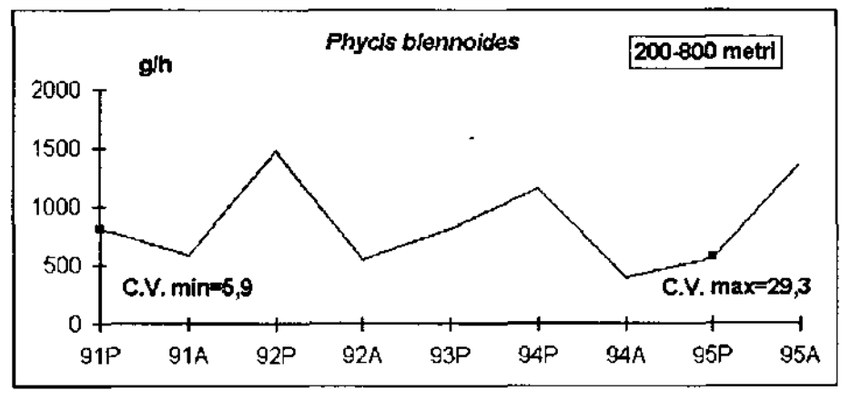


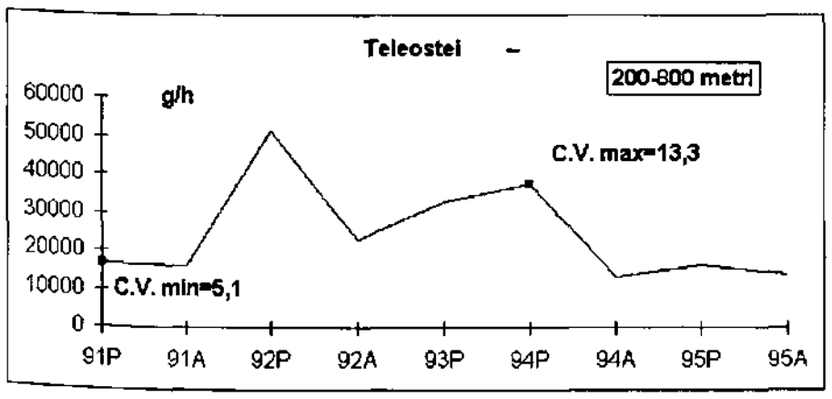












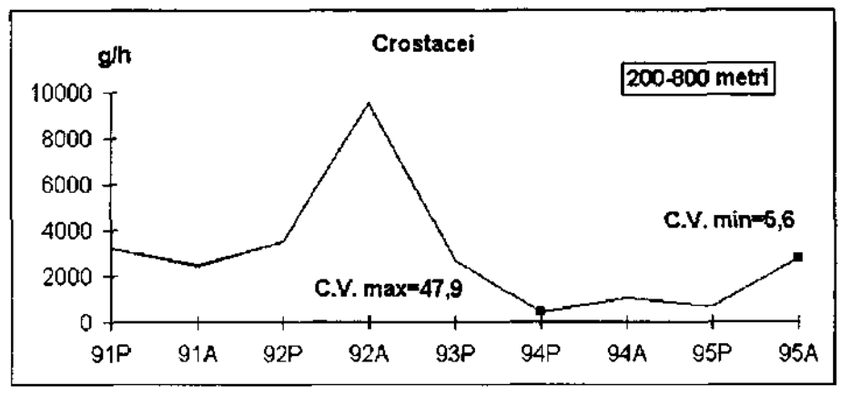


Fig. 1 - Andamenti degli indici di cattura per specie e/o gruppo sistematico (i valori minimo e massimo relativo ai coefficienti di variazione sono indicati nella figura).
Trends of species and/or sistematic group catches (min. and max. values of variation coefficient are indicated in the figures).

stocastici. Inoltre, dopo aver verificato la stazionarietà in senso debole per ogni serie, per la maggior parte di queste è stata riscontrata un'elevata variabilità. Per ridurre tale eteroscedasticità si è proceduto alla differenziazione al primo ordine (Piccolo, 1990). Nonostante ciò, le serie hanno presentato un andamento del tutto casuale, assimilabile ad un *random walk.*

Un processo che genera cambiamenti casuali nel livello della serie è definito processo *white noise* o *random walk*, cioè originato da una serie di "impulsi" indipendenti; tali impulsi sono la determinazione della variabile casuale a_t caratterizzata generalmente da una distribuzione di probabilità normale con media 0 e varianza costante nel tempo (Santamaria, 1981). In forma analitica un *Random Walk* presenta il seguente modello:

$$X_t = X_{t-1} + a_t$$ - definibile anche come ARIMA (0,1,0) -.

In altri termini, la differenza tra un'osservazione e la precedente è influenzata esclusivamente dal valore di a_t.

Le funzioni di autocorrelazione globale (a.c.f.) e parziale (p.a.c.f.) della maggior parte delle serie analizzate hanno presentato dei valori oscillanti casualmente intorno allo zero, rimanendo all'interno del prefissato intervallo di confidenza al 95%. Similmente, le corrispondenti serie dei residui a_t hanno rispettato la proprietà di essere indipendenti ed identicamente distribuiti (Hamilton, 1994).

Solo per la specie *Arnoglossus laterna* e per la macroclasse "cefalopodi", è stato possibile riscontrare l'esistenza di un modello, in entrambi i casi relativo alle catture sui fondali della platea (10-200 m):

A. laterna; AR (1,1,0) $\phi < 0$; $Z_t = -0{,}839-0{,}774^* Z_{t-1} + at$

Cefalopodi ; AR (1,1,0) $\phi < 0$; $Z_t = -0{,}5924-0{,}655^* Z_{t-1} + at$

In riferimento ai modelli ottenuti è stato effettuato un altro tipo di analisi, inerente la correlazione incrociata fra le specie; di seguito sono elencati i casi in cui questa è risultata discreta e significativa:

10-200 metri:

A. laterna - Teleostei

Cefalopodi - Teleostei

200- 800 metri:

P. blennoides - Teleostei

10-800 metri:

M. merluccius - Teleostei

In seguito è stata effettuata l'analisi "classica" del *trend* mediante studio della regressione; anche in questo caso non si è evidenziato alcun risultato significativo rispetto alle specie e/o macroclassi considerate (il numero dei dati puntuali rimane costante per tutte le serie).

Infine, la stima del coefficiente di correlazione non parametrica di Spearman è risultata significativa solo tra le serie riferite alle singole specie e/o macroclassi seguenti:

		Spearman R
M. merluccius (10-800 m)	Cefalopodi (10-200 m)	0,666
A. laterna (10-200 m)	*S. hepatus* (10-200 m)	0,883
A. laterna (10-200 m)	Cefalopodi (10-200 m)	0,666
H. dactylopterus (200-800 m)	Crostacei (200-800 m)	-0,733

Discussioni e conclusioni

I risultati ottenuti con questo lavoro, in cui si è adottato un approccio statistico primario di tipo ARIMA a causa della specifica tipologia dei dati (Zacchi, 1997), hanno evidenziato generalmente, per quanto riguarda le tendenze delle biomasse demersali adriatiche (sud-occidentali), modelli *random walk*; da quanto detto durante l'esposizione dei risultati, appare evidente che un *random walk* non consente di effettuare previsioni attendibili, poichè la stima migliore della previsione è semplicemente la più recente osservazione (Santamaria, 1981).

Tali risultati non sono stati sorprendenti, avendo rappresentato la conferma ai dubbi sorti durante l'analisi statistica iniziale al fine di valutare la significatività dei modelli stocastici e la variabilità delle serie; infatti, una serie storica stocastica, per essere analizzata, deve presentare un numero di osservazioni (valore numerico per periodo temporale) abbastanza elevato (in generale è consigliabile utilizzare serie con un numero di osservazioni maggiore di dieci, così da potere cogliere le componenti autoregressive, definite "memoria del modello" e quelle a media mobile, che registrano l'influenza degli impulsi più recenti).

Dunque l'esiguità del campionamento (in relazione alla densità di prelievo, rispetto all'area considerata durante le nove campagne di pesca), unita all'estrema variabilità biologica insita nella tipologia dei dati ed al già menzionato breve periodo temporale (5 anni), sono molto probabilmente le cause generatrici dei modelli *random walk* ottenuti.

In futuro, avendo a disposizione serie più lunghe e continuando a cercare le correlazioni tra le biomasse relative delle specie e/o dei gruppi sistematici (in alcuni casi già attualmente evidenziabili), l'approccio metodologico utilizzato potrebbe risultare utile per la determinazione dei modelli generatori delle principali serie; naturalmente l'interpretazione degli eventuali risultati futuri dovrà sempre ed obbligatoriamente essere considerata in un ambito "biologico" e non freddamente statistico-matematico.

Summary

In order to assess the relationships between south-western adriatic demersal species, biomass data (obtained by means of nine seasonal trawl surveys, carried out on southern adriatic bottoms, from 1991 to 1995) were processed.

Catch yields (grams/trawling hour) are referred to 237 identified species (teleosteans, selachians, cephalopods, decapod crustaceans); from species total list, only 57 (strictly benthonic or necto-benthonic) were chosen with aprioristic criteria: occurrence frequency higher than 10 %, biomass influence higher than 0.1% with respect to the total catch biomass.

In order to normalise data a logarithmic transformation has been performed (Log X; $X \neq 0$). Species and/or major groups data have been organised considering mean values per trawl survey/bathimetric strata (10-800 m, 10-200 m, 200-800 m); time series were subsequently analysed as stochastic models.

Box-Jenkins identification technique has been applied to every species to estimate models parameters and to achieve the related forecast, assuming a stochastic model like ARMA; furthermore, a series cross-correlation analysis has been performed as well as classical regression techniques.

Most of time series present a random walk behaviour; the just mentioned behaviour does not allow to produce a reliable prediction for the south-western

adriatic demersal resources, since the best prediction is represented by the last observation.

Bibliografia

AA.VV. (1994) - SPSS Trends 6.1. *Software package*: 355 pp.

A.A.V.V. (1996) - Valutazione delle risorse demersali nell'Adriatico Meridionale dal Promontorio del Gargano al Capo d'Otranto. *Relazione finale 1994-1996. M.R.A.A.F. Roma.*

BAINO R., AUTERI R., ZUCCHI A. (1995) - Tendenze e fluttuazioni delle stime di biomassa derivate da trawl survey. *Biol. Mar. Medit.* **2** (2): 459-460.

BOX G., JENKINS G. (1976) - *Time series analysis, forecasting and control*. Holden Day, Oakland: 575 pp.

CADDY J.F. (1996) - Resource and environmental issues relevant to Mediterranean fisheries management. *Studies and Reviews. G.F.C.M. - FAO, Rome,* **66**: 142 pp.

CADDY J.F., SHARP G.D. (1986) - An ecological framework for marine fishery investigations. *FAO Fish. Tech. Paper,* **283**: 152 pp.

CANNIZZARO L., LEVI D., MAZZOLA S. (1989) - Stima del rendimento medio per cala nei trawl surveys con distribuzioni non normali delle catture. *Nova Thalassia*, **10** (suppl.1): 381-390.

CASTINO M., ROLETTO E. (1991) - *Statistica applicata*. Piccin Ed.: 494 pp.

HAMILTON J. D. (1994) - *Time Series Analysis*, Princeton University Press, New Jersey: 786 pp.

MACPHERSON E. (1981) - Resource partitioning in a Mediterranean demersal fish community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **4**: 183-193.

MARANO G., TURSI A., D'ONGHIA G., UNGARO N. (in stampa) - Research on demersal resources in the South-Western Adriatic and North-Western Ionian Seas (Middle-eastern Mediterranean Sea). *FAO First Tech. Consult. on Stock Assess. in Central and Eastern Medit., Cyprus, 9-12/12/1996.*

PICCOLO D. (1990) - *Introduzione all'analisi delle serie storiche*, Nuova Italia Scientifica: 267 pp.

RAGONESE S. (1990) - Una procedura standard per stimare l'abbondanza relativa delle risorse demersali nella situazione italiana. *Oebalia,* **16,** 1 (suppl.): 195-207.

RELINI G., PICCINETTI C. (1996) - Ten years of trawl survey in Italian Seas (1985-1995). *FAO Fish. Rep,* **533** (suppl.): 21-41.

SANTAMARIA L. (1981) - *Analisi delle serie storiche*, Il Mulino, Bologna: 354 pp.

ZACCHI G. (1996) - Analisi serie temporali 1987-1993 della produzione e dei prezzi mensili nazionali di alici. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 391-393.

ZACCHI G. (1997) - Applicazione della modellistica "ARIMA" all'analisi della produzione e dei prezzi minimi mensili di triglie (barboni) rilevati nel mercato ittico di Chioggia dal 1980 al 1986 e dal 1987 al 1993: effetti del fermo temporaneo di pesca a strascico. In: Giovanardi e Pranovi (Curatori), *Pesca e ambiente nella laguna di Venezia e nell'alto Adriatico.* ICRAM Il Leggio Lib. ed.: 75-90.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 203-213

A. MELLEY, M. INNAMORATI, C. NUCCIO, R. PICCARDI, M. BENELLI

Laboratorio di Ecologia, Dipartimento di Biologia Vegetale, Università di Firenze,
Via Micheli 1 - 50121 Firenze, Italia.

CARATTERIZZAZIONE E STAGIONALITÀ DELLE MUCILLAGGINI TIRRENICHE

CHARACTERIZATION AND SEASONALITY OF TYRRHENIAN MUCILAGES

Abstract

During 1995 benthic mucilages have been investigated from their appearance (spring) to disappearance (fall) in the Archipelago Toscano. A comparison between mucilages, benthic and pelagic environment proved mucilages peculiarities in the lowest N/P ratio, the highest biomass and CDOM features as related to PO_4 concentration.

Key-words: mucilages, nutrients, phytoplankton, CDOM, benthic cycle.

Introduzione

Dal 1991, nelle acque dell'Arcipelago Toscano, pur con notevole variabilità di diffusione ed intensità, si è avuta la costante presenza estiva delle mucillaggini bentoniche. Le caratteristiche evidenziate dagli studi effettuati (composizione e attività produttiva e riproduttiva del popolamento, rapporti tra biomassa e nutrienti) sulle mucillaggini estive (Innamorati *et al.*, 1994a, b; Innamorati, 1995; Melley *et al.*, in stampa) e le osservazioni di prime formazioni di aggregati nei mesi precedenti (Innamorati *et al.*, 1996) hanno fatto ritenere opportuno uno studio comparato della evoluzione stagionale sia delle mucillaggini bentoniche (non essendo reperibili quelle pelagiche) con la loro cenosi microalgale interna che delle cenosi pelagica e bentonica. E' stato, quindi, seguito lo sviluppo delle mucillaggini bentoniche presso le Formiche di Grosseto, dove erano state trovate anche negli anni precedenti, a partire dalla loro apparizione sui fondali fino alla totale scomparsa. Le analisi sono state estese a tutti i principali parametri fisici, chimici e biologici nei tre ambienti (delle mucillaggini, pelagico e bentonico) nel tentativo di poter individuare le cause del fenomeno dalle differenze d'origine, costituzione e sviluppo temporale.

Materiali e metodi

L'area ed il periodo di campionamento sono indicati in Fig. 1.

Sono stati effettuati i profili CTD mediante batisonda Idronaut (Ocean Seven 401) e le analisi dei clorofeopigmenti (Lorenzen, 1967; Jeffrey e Humphrey, 1975), della densità fitoplanctonica su camere di sedimentazione al microscopio invertito, dei nutrienti (NO_2, NO_3, PO_4, Ptot) (Strickland e Parsons, 1972), spettrofotometrica (Højerslev, 1979; Bricaud *et al.*, 1981) e spettrofluorimetrica (Perkin Elmer LS5b) a scansione sincrona (Mingazzini *et al.*, 1995) della sostanza gialla (CDOM), della viscosità relativa (h_r) con viscosimetro di Ostwald a 25°C, precisione 10^{-1} sec (nei grafici viene indicato il $\Delta\eta_r$ (10^{-3} poise) che si ottiene sottraendo al valore misurato quello dovuto alla salinità, così da avere le varia-

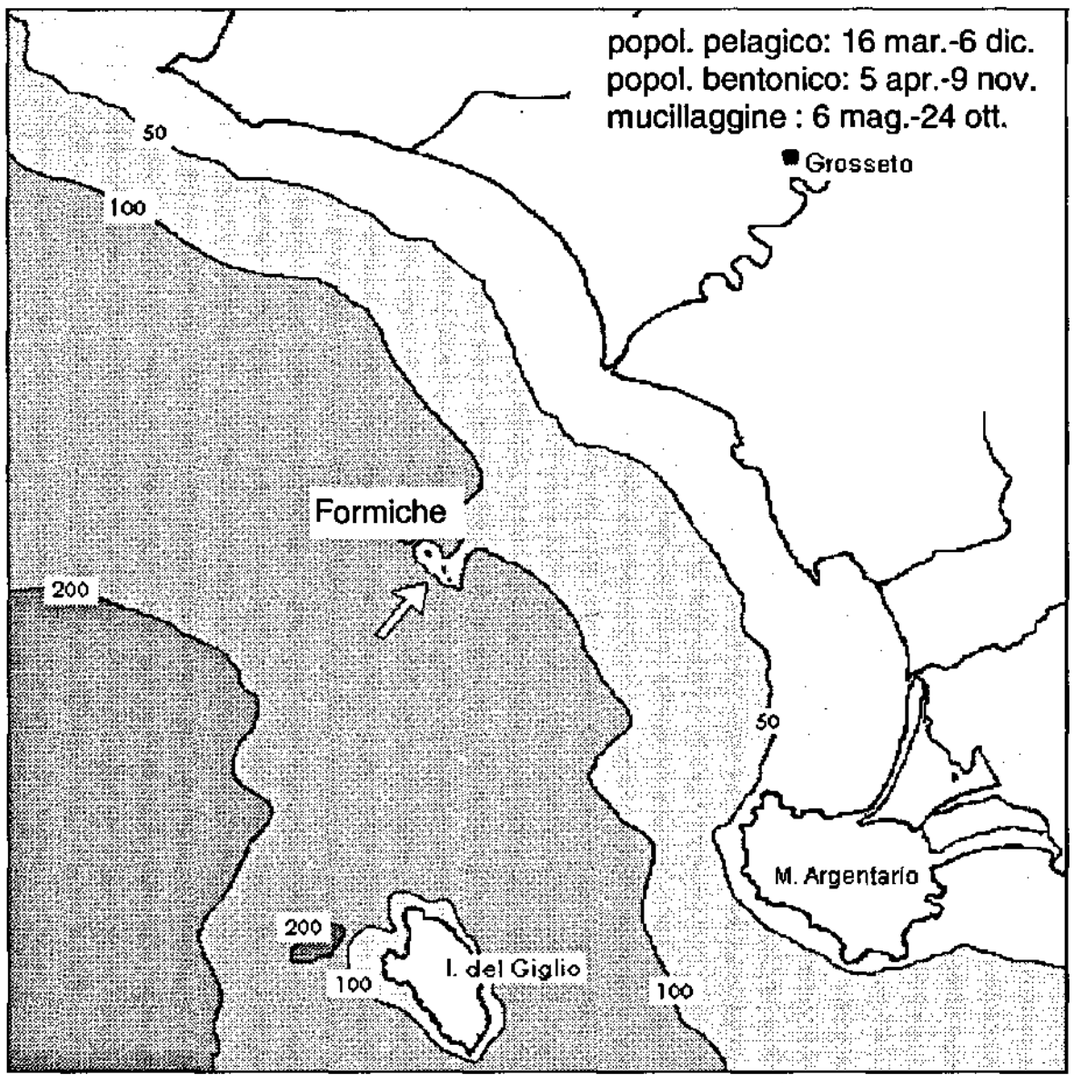


Fig. 1 - Zona e periodo di campionamento.
Periods and area of sampling.

zioni di viscosità determinate esclusivamente dalle sostanze organiche disciolte). Alcuni campioni sono stati incubati in situ con ^{14}C, per la stima dell'attività fotosintetica (Riemann e Moller Jensen, 1991) e l'analisi microscopica autoradiografica (Becciolini e Balzi, 1992) dell'attività delle diverse classi. Per verificare se le alterazioni degli spettri sincroni di fluorescenza fossero addebitabili a degradazione e modificazioni delle medesime sostanze col passar del tempo, oppure fossero dovute ad una escrezione di sostanze realmente diverse, è stato fatto un esperimento di invecchiamento in coltura: si è posta un'aliquota dei campioni naturali in coltura batch e si è analizzata a diversi intervalli di tempo.

I campionamenti sono stati effettuati: in ambiente bentonico nel quale la componente microalgale e l'acqua circostante si trovavano su un substrato il più possibile simile (uguale substrato roccioso ed illuminazione, composizione macroalgale simile) a quello sul quale erano gli aggregati mucillagginosi e nelle loro immediate vicinanze; in ambiente pelagico, intendendo la colonna d'acqua sovrastante le mucillaggini, rappresentata con la media ponderata tra i prelievi alle quote di 0, 10, 25 e 50 m. Le mucillaggini, composte dagli aggregati mucosi bentonici contenenti sia i mucopolisaccaridi che le cellule microalgali e l'acqua del loro interno sono state campionate manualmente da subacquei, come il popolamento bentonico mentre, la colonna d'acqua, mediante bottiglia Niskin.

Risultati e discussioni

Le mucillaggini presentano valori di biomassa e densità fitoplanctonica superiori al popolamento bentonico e di alcuni ordini di grandezza a quello pelagico (Fig. 2a, c), mentre il grado di senescenza dei popolamenti (Fig. 2b, d; Tab. 1) non risulta elevato, è simile tra loro e talvolta è maggiore nel pelagico.

Dal punto di vista della composizione dei popolamenti, si nota come (Tab. 1) quello pelagico mostri la maggior varietà con la presenza di diatomee, dinoflagellate, coccolitoforidee, Cryptophyceae e fitoflagellate non identificate

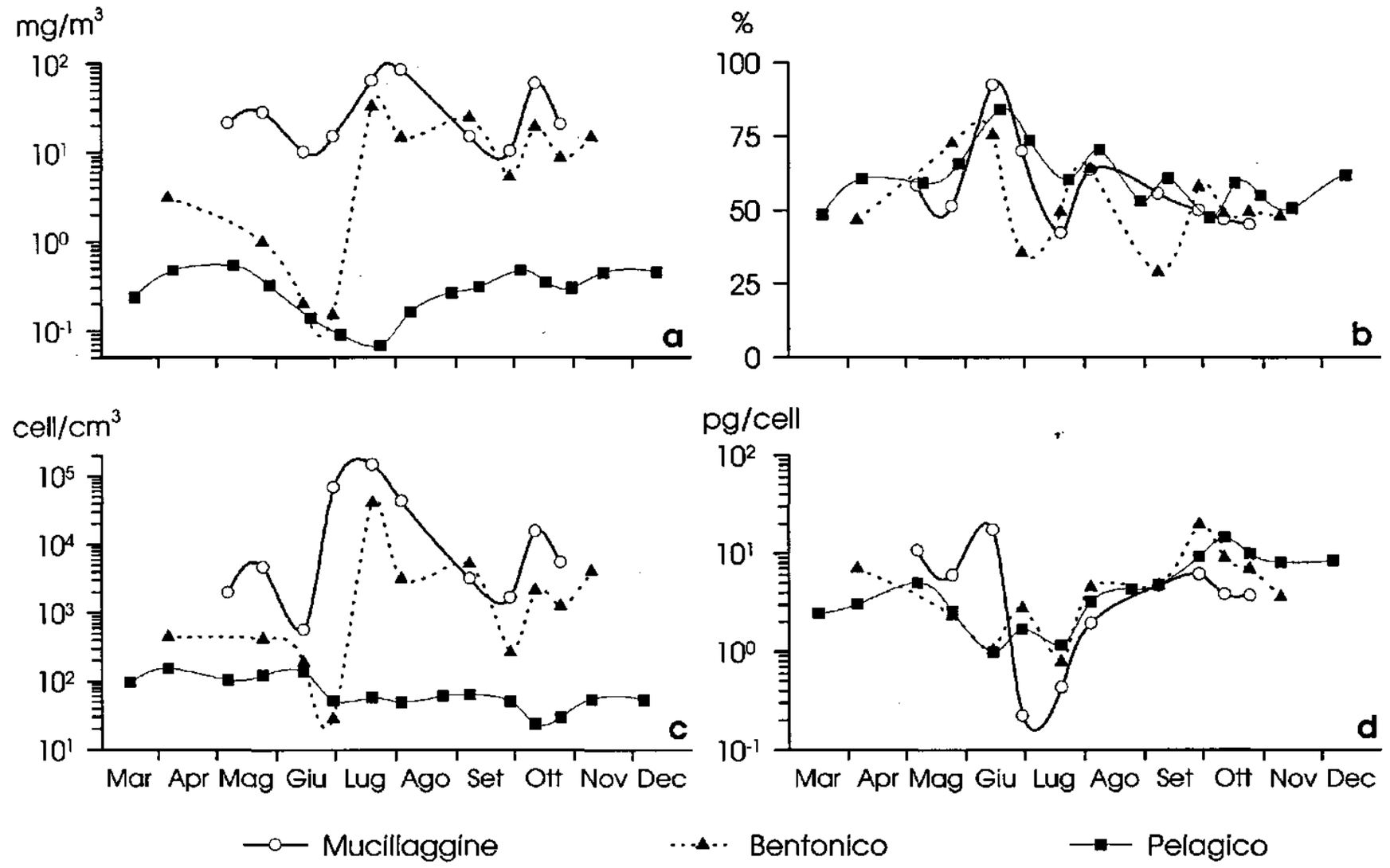


Fig. 2 - Andamento temporale di clorofeopigmenti (a), clorofilla *a*/clorofeopigmenti (b), densità cellulare (c) e clorofeopigmenti per cellula (d) nei tre ambienti.
Seasonal variation of chloropheopigments (a), chlorophyll *a*/ chloropheopigments ratio (b), cell density (c), and chloropheopigments per cell (d) within the three environments.

Tab. 1 - Nutrienti e principali caratteristiche della biomassa fitoplanctonica nei tre ambienti: media calcolata su tutti i campioni (per il pelagico: media calcolata tra le medie ponderate) ed errore standard.
Nutrient concentrations and main features of phytoplankton in the three different environments: mean of all samples (for pelagic one: mean of weighted means) and standard error.

		Pelagico		**Bentonico**		**Mucillaggini**	
		Media	ES	Media	ES	Media	ES
$N-(NO_2+NO_3)$	µM	**0.545**	0.992	**1.582**	1.264	**0.854**	0.217
$P-PO_4$	µM	**0.039**	0.120	**0.135**	0.089	**0.481**	1.977
N/P		**15.41**	6.54	**11.74**	11.23	**1.78**	1.30
C+F	mg/m³	**0.263**	0.384	**4.300**	3.488	**24.651**	8.251
C / C+F	%	**60.0**	3.1	**50.9**	4.7	**55.9**	4.7
C+F/cell	pg/cell	**4.027**	0.627	**5.546**	1.770	**5.497**	1.636
Densità Cellulare	cell/cm³	**65**	6	**1157**	3952	**7929**	14797
Diatomee	%	**28.5**	6.1	**75.0**	4.5	**89.1**	3.3
Dinoflagellati	%	**27.1**	3.8	**14.4**	3.9	**7.5**	2.2
Coccolitoforidee	%	**13.1**	4.5	**6.2**	1.8	**1.5**	0.4
Cryptophyceae	%	**10.3**	3.2	**0.7**	0.3	**0.4**	0.2
Alia	%	**21.0**	4.6	**3.7**	0.9	**1.6**	0.9
Cellule totali	Rad. (%)	**15.4**		**49.4**		**11.8**	
Diatomee	Rad. (%)	**20.8**		**23.9**		**14.0**	
Dinoflagellati	Rad. (%)	**12.5**		**4.5**		**30.6**	
Alia	Rad. (%)	**13.0**		**64.0**		**4.2**	

C = Clorofilla *a* F = Feopigmenti Rad. (%) = cellule marcate ^{14}C/cellule contate

(Alia), mentre gli altri due risultano dominati dalla sola classe delle diatomee, in gran parte dell'ordine Pennales.

Le concentrazioni dei nutrienti (Fig. 3; Tab. 1) sono più elevate nelle mucillaggini (soprattutto gli ortofosfati) e nel bentonico (soprattutto i composti azotati) rispetto al pelagico, laddove il rapporto N/P risulta maggiore. Nelle mucillaggini e nell'ambiente bentonico l'azoto ed il fosforo inorganici sono in concentrazioni elevate, ma il rapporto N/P è nettamente diverso: negli aggregati è costantemente al di sotto di 16, teorico di Redfield, con minimi inferiori ad 1 e con un andamento temporale dipendente dai fosfati, mentre nel bentonico si avvicina a 16. Anche il fosforo totale (Fig. 3d) nelle mucillaggini è maggiore del bentonico e in questo a quello pelagico.

Per quanto riguarda la CDOM, la situazione è simile a quella della biomassa (Fig. 4), con concentrazioni progressivamente maggiori dal pelagico al bentonico ed alle mucillaggini, ma con livelli di concentrazione relativa alla biomassa (sia come CDOM/Chl che come CDOM/cell) comparabili e, comunque, tendenzialmente maggiori nel fitoplancton della colonna d'acqua.

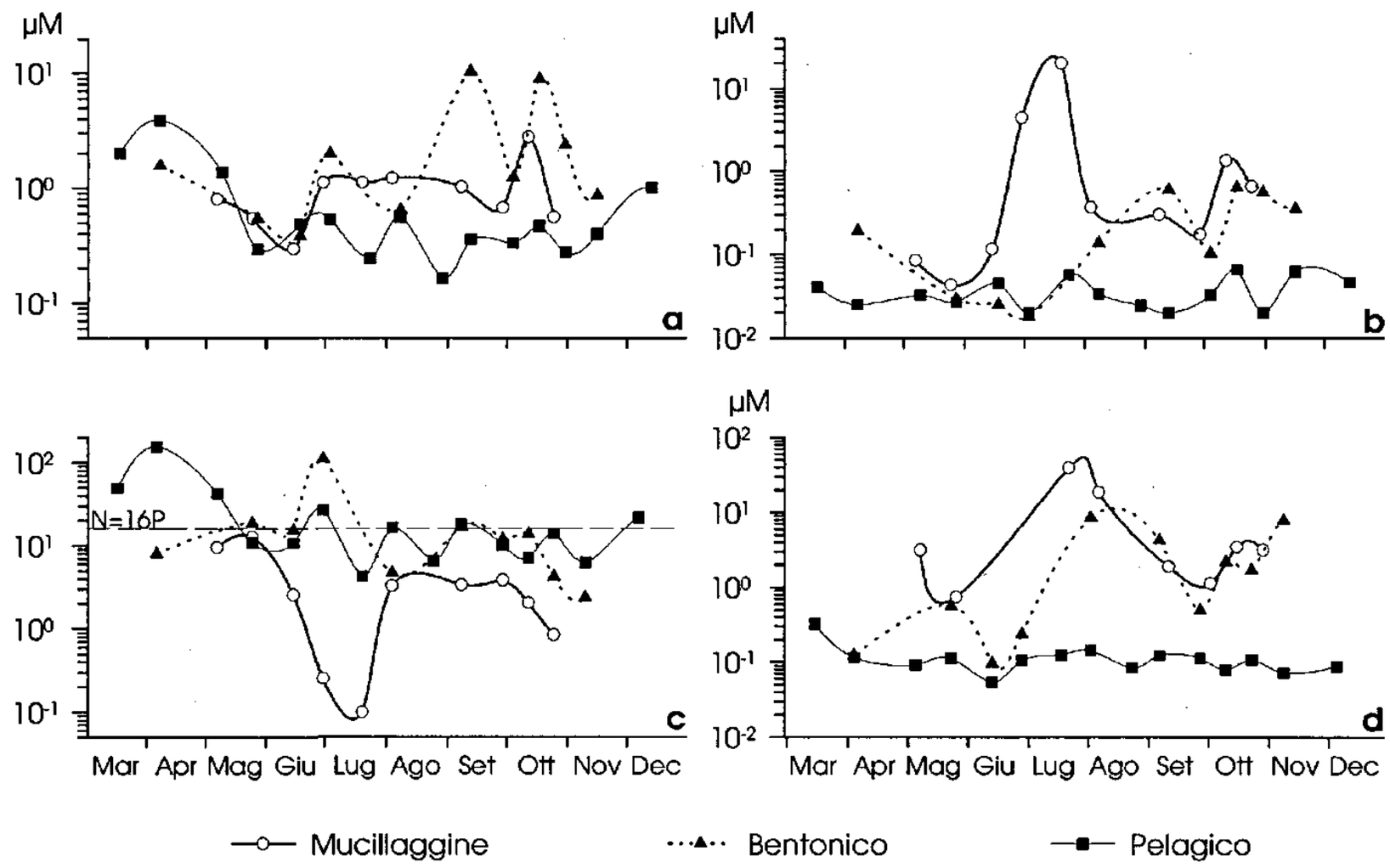


Fig. 3 - Andamento temporale delle concentrazioni di N-(NO_2+NO_3) (a), P-PO_4 (b), N/P (c) e fosforo totale (d) nei tre ambienti.
Seasonal variation of N-(NO_2+NO_3) (a), P-PO_4 (b), N/P ratio (c) and total phosphorous (d) within the three environments.

L'andamento stagionale rispecchia le differenze riscontrate, con i due ambienti bentonici (mucillagginoso e non) da una parte e quello della colonna d'acqua dall'altra. Nel pelagico si hanno massimi di biomassa e di nutrienti in primavera ed in autunno inoltrato (Figg. 2, 3), mentre nei bentonici i massimi sono estivi e raggruppati in un breve intervallo temporale. A questo proposito si deve notare che sia la biomassa che la CDOM mostrano (Figg. 2, 4) un andamento analogo nelle mucillaggini e nel bentonico con una fase di forte aumento da maggio a luglio, un rapido calo tra agosto e settembre, un secondo picco in ottobre che precede la definitiva scomparsa degli aggregati. Ciò sembra dovuto a fattori di

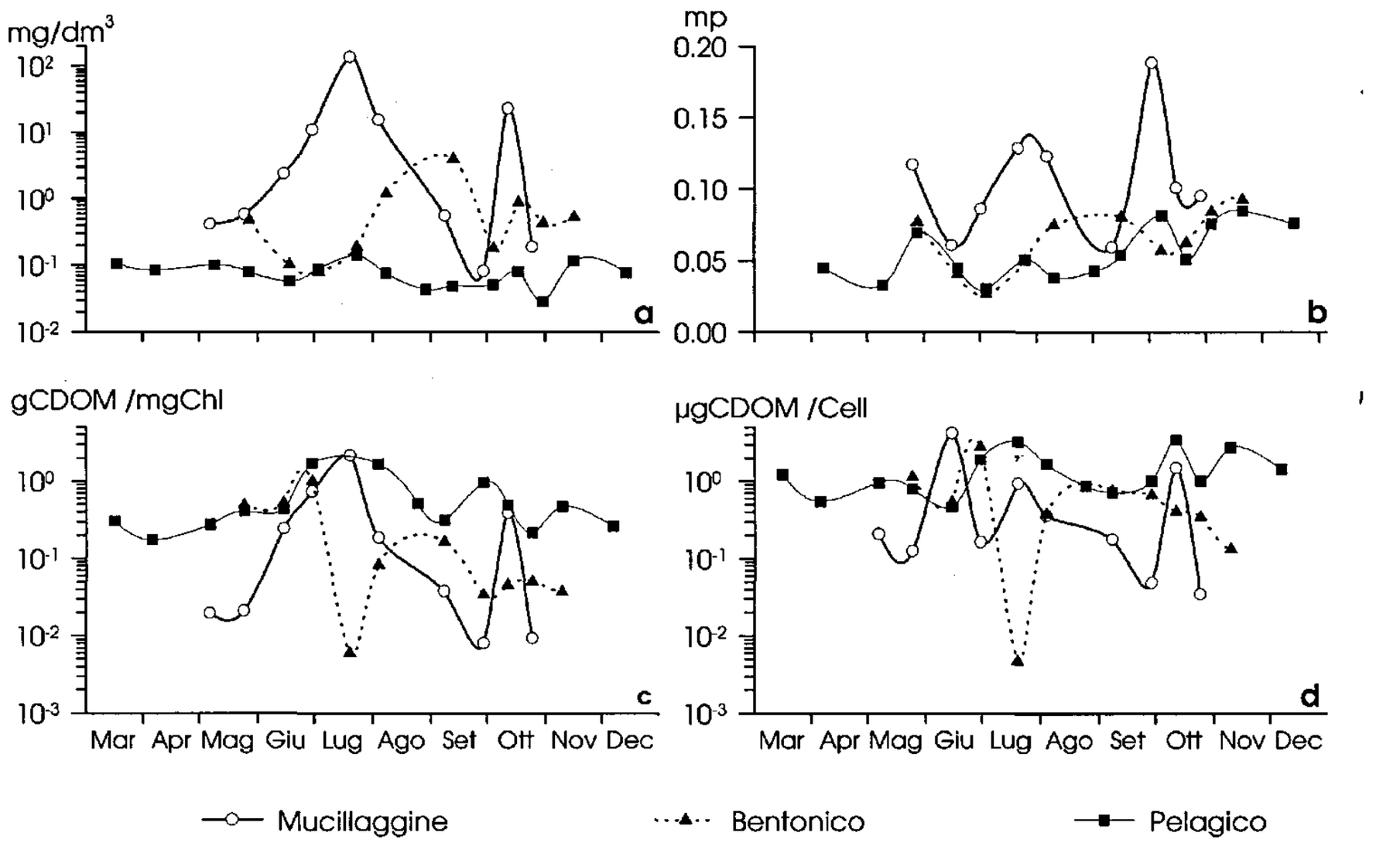


Fig. 4 - Andamento temporale della CDOM (a), del ΔViscosità (b) e della CDOM per unità di clorofeopigmenti (c) e per cellula (d) nei tre ambienti.
Seasonal variation of CDOM (a), ΔViscosity (b), CDOM per chloropheopigments (c) and per cell (d) within the three environments.

tipo climatico e meteomarino che prevalgono momentaneamente su quelli chimici e/o biologici. Infatti, affinché le microalghe bentoniche possano moltiplicarsi efficacemente è necessaria una sufficiente penetrazione della luce solare in profondità, ciò che si verifica soprattutto in estate. Inoltre, gli aggregati hanno bisogno di una notevole stabilità della colonna d'acqua per evitare di venire dispersi e/o danneggiati. Tra agosto e settembre si è avuto un imprevedibile susseguirsi di perturbazioni, con copertura del cielo per molti giorni consecutivi e conseguente diminuzione dell'irradianza sottomarina, accompagnata da un forte idrodinamismo. Tutto ciò ha causato il calo visto sopra. Invece ad ottobre, quando le condizioni meteorologiche hanno riportato ad una situazione di tipo più estivo, i popolamenti bentonico e mucillagginoso ne hanno potuto beneficiare.

Tra i due ambienti più simili, quello mucillagginoso e quello bentonico, la composizione del popolamento è simile non solo come classe fitoplanctonica dominante, ma anche a livello di generi principali di diatomee (Fig. 5b, c): sono infatti gli stessi a determinare in entrambi gli ambienti oltre l'80% della classe. Inoltre, se consideriamo i campioni di mucillaggine riferiti agli anni 1991-94 (Fig. 5a), raccolti sempre nell'Arcipelago Toscano, la composizione risulta essenzialmente simile sia per la netta prevalenza delle diatomee che per i generi più abbondanti di queste. Però questi stessi generi e soprattutto i più importanti, *Cylindrotheca* (*C. closterium*) e *Grammatophora*, mostrano diversa preferenza tra mucillaggini ed ambiente bentonico, con andamenti stagionali in gran parte dissimili ed abbondanze relative opposte (Fig. 6).

La spettrofluorimetria a scansione sincrona della CDOM mette in evidenza altre caratteristiche che dipendono dalla sua composizione. Si nota subito (Fig. 7) come gli spettri del bentonico restino essenzialmente simili nella forma per tutto il

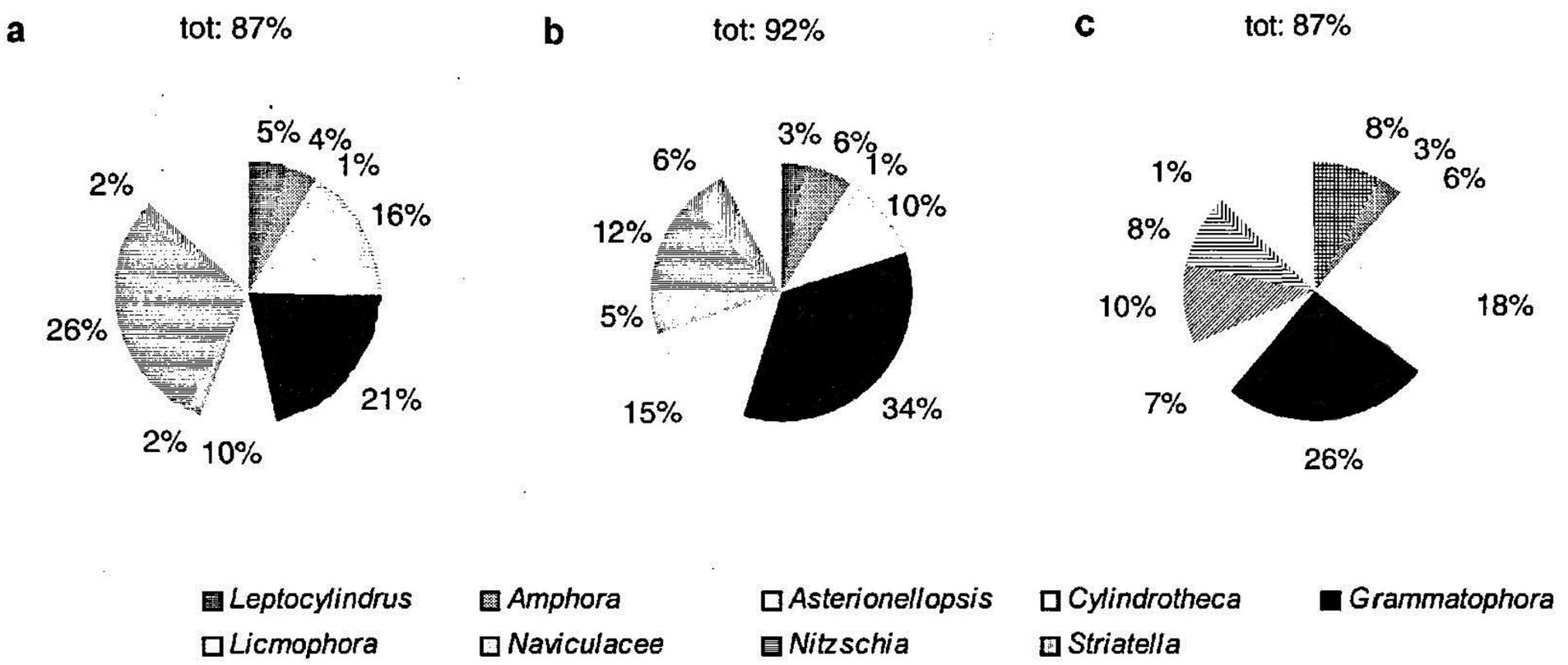


Fig. 5 - Abbondanza relativa dei principali generi di diatomee nelle mucillaggini dal '91 al '94 (a), nel '95 (b) e nel popolamento bentonico del '95 (c).
Relative abundance of diatom dominant genera in mucilages from '91 to '94 (a), in '95 (b) and in benthic coenoses of '95 (c).

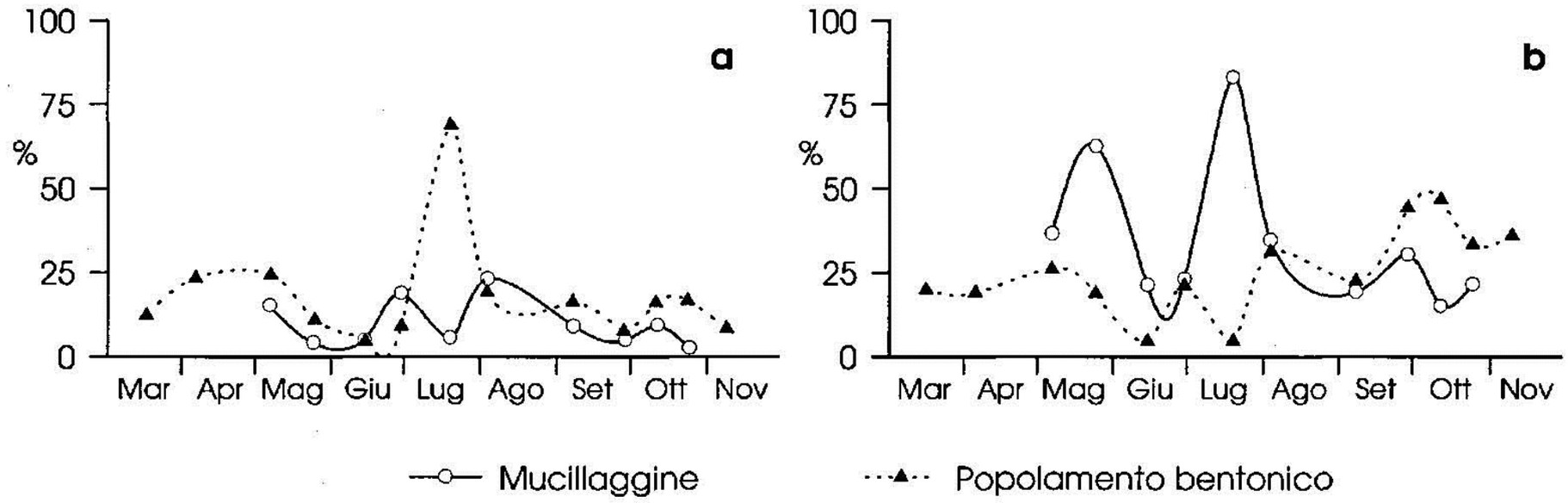


Fig. 6 - Andamento temporale dell'abbondanza relativa di *Cylindrotheca* (a) e *Grammatophora* (b) nei due popolamenti a diatomee.
Seasonal variation of the relative abundance of *Cylindrotheca* (a) and *Grammatophora* (b) in the two diatom coenoses.

periodo considerato, per quanto le concentrazioni varino nel tempo: c'è sempre un picco principale nell'intervallo 290-310 nm (A) e qualche volta uno secondario tra 355 e 375 nm (B). Le mucillaggini presentano spettri diversi dal bentonico in entrambi i periodi di forte aumento delle concentrazioni. Caratteristica della CDOM all'interno degli aggregati sembra essere la zona dello spettro maggiore di 400nm, con due zone di massimo centrate sui 450 (C) e 550 nm (D). Tali massimi si rilevano nel bentonico solo nei due momenti di maggiore abbondanza di CDOM (3 agosto - 7 settembre ed 11 ottobre), per quanto in proporzione assai bassa rispetto al picco principale. Dal confronto delle variazioni dei rapporti tra i massimi di emissione tra le mucillaggini naturali e quelle invecchiate in coltura, si nota (Fig. 8) come nelle mucillaggini naturali vi siano variazioni di alcuni ordini di grandezza, mentre ciò non avviene con il solo invecchiamento.

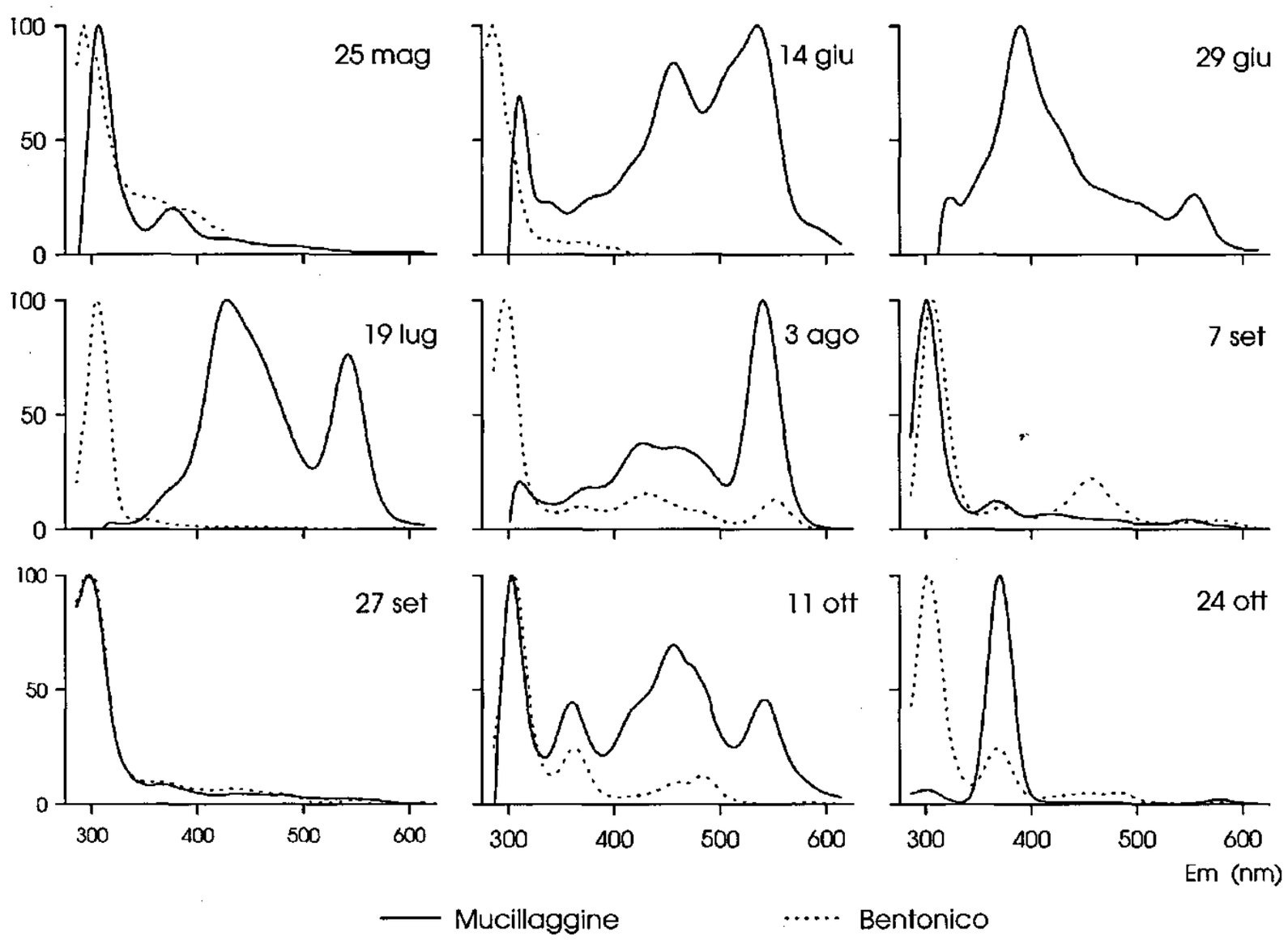


Fig. 7 - Spettri sincroni di fluorescenza (Δλ 25 nm) della CDOM normalizzati al massimo di emissione.

Synchronous fluorescence spectra (Δλ 25 nm) of CDOM at maximal emission normalized.

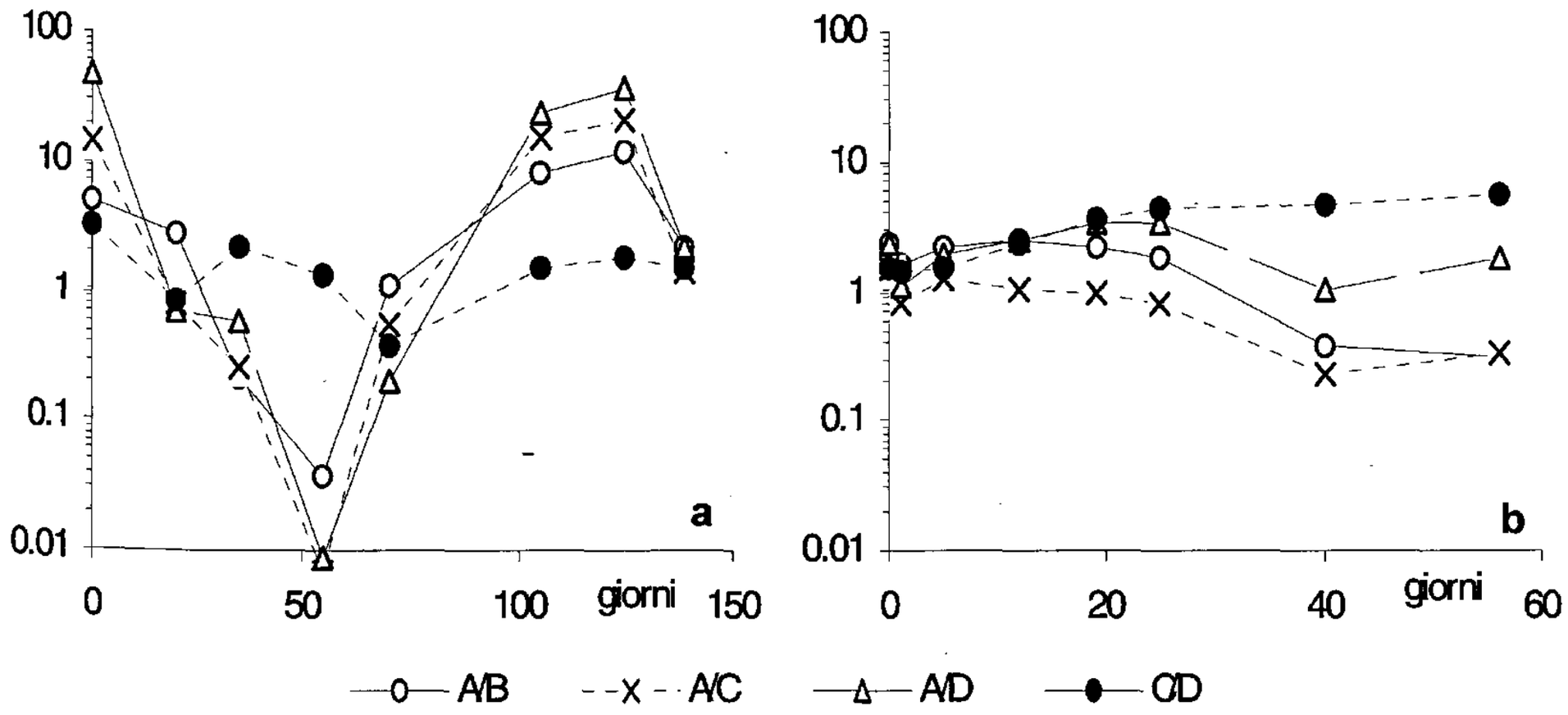


Fig. 8 - Variazione dei rapporti tra i massimi di emissione degli spettri sincroni della CDOM nelle mucillaggini naturali (a) ed in quelle invecchiate (b): A=290÷310 nm; B=355÷375 nm; C=425÷475 nm; D=525÷575 nm.

Variation of the ratios between peaks of synchronous fluorescence spectra (maximum of emission) of CDOM in natural (a) and aged mucilages (b): A=290÷310 nm; B=355÷375 nm; C=425÷475 nm; D=525÷575 nm.

Dalle figure 9a e 9b risulta che la biomassa e la CDOM sono entrambe correlate con il fosfato e quindi tra loro, cioè che l'attività degradatoria nei due sistemi bentonici è collegata con gli incrementi di biomassa. E' però importante notare che nel bentonico l'incremento di CDOM è minore dell'incremento delle cellule, per cui dalla Fig. 9c risulta che il loro rapporto, che è proporzionale alla differenza tra le rispettive derivate, diminuisce all'aumentare del fosfato e della biomassa.

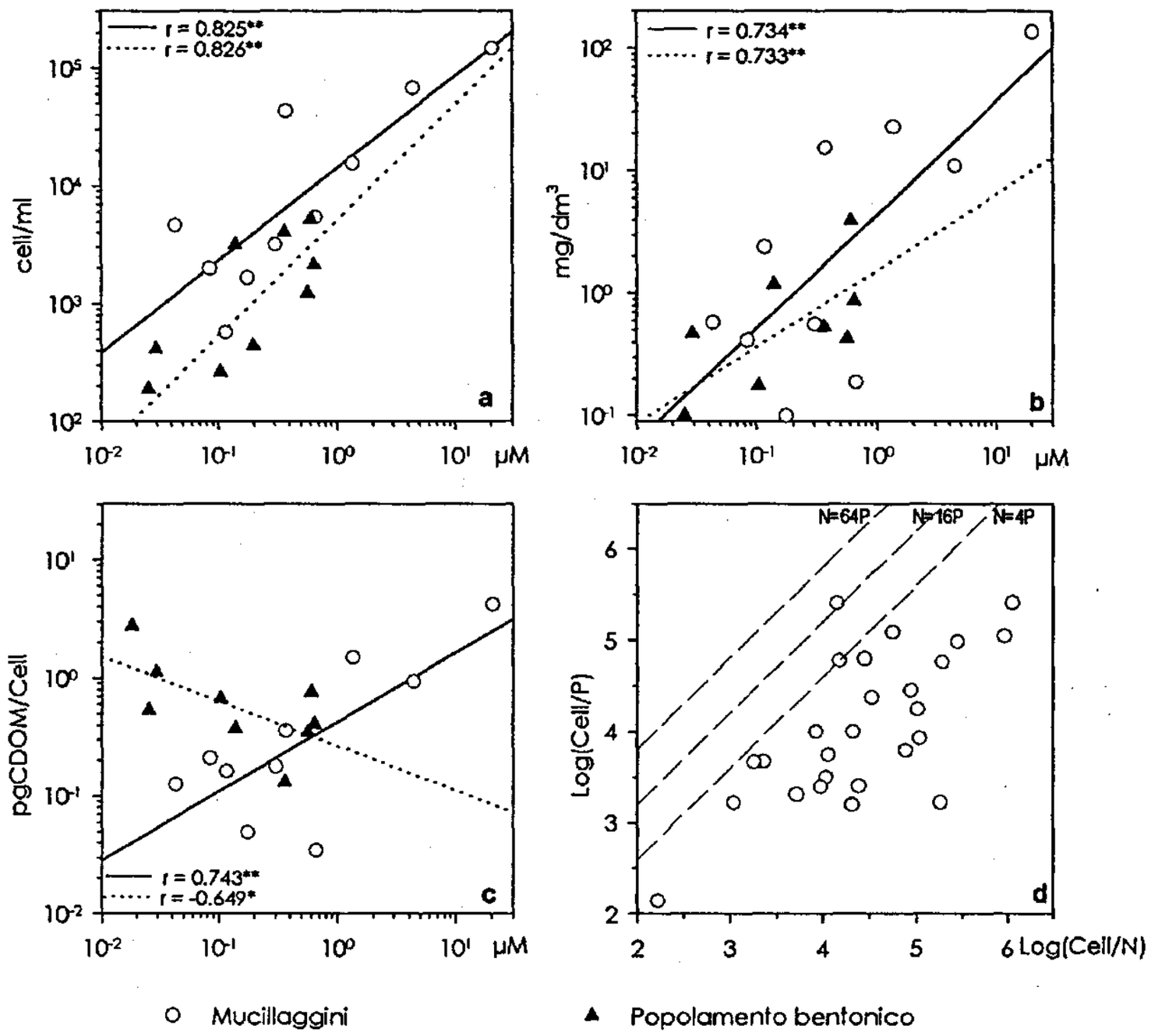


Fig. 9 - Variazione della densità cellulare (a), della CDOM (b) e dell'escrezione (c) in funzione del P-PO4 nei due ambienti bentonici e variazione del rapporto N/P (d) nelle mucillaggini dal 1991 al '95.

Variation of cell density (a), CDOM (b) and cell excretion related to $P\text{-}PO_4$ concentrations in the benthic environments and N/P ratios of mucilages from 1991 to 1995.

Conclusioni

I risultati ottenuti, per quanto non riguardino le mucillaggini pelagiche, per altro non presenti nella zona, né nel Tirreno, nel periodo dei rilevamenti, in generale confermano le precedenti osservazioni e forniscono altri elementi che rientrano nel quadro delle interpretazioni formulate, contribuendo a completarle. Queste si ricollegano al considerare l'escrezione dei polisaccaridi come una deviazione dalle normali vie di sintesi cellulari che si manifesta, anche in cellule sane, in conseguenza di stress, carenze, squilibri trofici, inibizioni, ecc., con una produzione di fotosintati maggiore di quanta ne possa essere utilizzata per le altre

sintesi della cellula, che ne opera l'escrezione come da un sistema di troppo-pieno, senza che ciò, a parte lo sversamento dell'eccesso, costituisca un qualche vantaggio per la cellula (Fogg, 1983; 1990).

A nostro avviso le mucillaggini sono un iperescrezione operata dalle cenosi micro e macroalgali che si trovano nel loro interno, presentano distribuzione e diffusione di tipo epidemico, sono una patologia probabilmente indotta da una infezione batterica, costituiscono delle unità strutturali che si mantengono differenziate dall'ambiente circostante per la concentrazione ed il rapporto tra i nutrienti, per la biomassa, la produzione, la capacità produttiva, la composizione floristica e la grande quantità ed attività dei batteri che contengono (Innamorati, 1992; 1995; Innamorati *et al.,* 1993; 1994a; 1994b; 1995; 1996).

In particolare le mucillaggini bentoniche qui esaminate differiscono dal sistema pelagico sia per la struttura e composizione della cenosi microalgale, che per i fattori abiotici ed i processi funzionali. Rispetto al sistema bentonico sembra invece che le cenosi siano simili in quanto a composizione, a senescenza pigmentaria ed a produzione di sostanza organica, ma le differenze permangono nelle modalità di sviluppo stagionale dei processi. Tipiche delle mucillaggini sono: l'elevata densità cellulare, la spiccata azotocarenza (N<<16P, Fig. 9d) ed i processi funzionali caratterizzati sia dalla diversa composizione della sostanza organica disciolta, evidenziata dagli spettri sincroni, sia dalla diversa attività fotosintetica dei popolamenti (Tab. 1). A queste differenze funzionali non è certo estranea l'attività dei batteri che pullulano nelle mucillaggini e partecipano alla degradazione della sostanza organica aumentandone i prodotti di decomposizione tra i quali la CDOM ed i nutrienti.

Nell'ambito della teoria del troppo-pieno, squilibrio tra sintesi glucidica accelerata e le altre ritardate, è da esaminare se l'azoto carenza nelle mucillaggini non rispecchi un maggior consumo di azoto per la sintesi proteica che comunque non regge il passo con quella glucidica. Dalle Fig. 9a e 9b risulta che la biomassa e la CDOM sono entrambe correlate con il fosfato e quindi tra loro, cioè che l'attività degradatoria nei due sistemi bentonici è collegata con gli incrementi di biomassa e quindi con le sue escrezioni. E' però importante notare che nel bentonico l'incremento di CDOM è minore dell'incremento delle cellule, per cui dalla Fig. 9c risulta che il loro rapporto, diminuisce all'aumentare del fosfato e della biomassa.

Sembra infine importante notare che nelle mucillaggini la CDOM per unità di biomassa aumenta esponenzialmente all'aumentare della biomassa (Fig. 9c), mentre nel bentonico si ha l'inverso. Ciò nel primo caso può dipendere dagli effetti delle attività batteriche, che sono ovviamente moltiplicativi sia nell'eventuale induzione della iperproduzione mucopolisaccaridica che nella sua decomposizione. Al contrario nel bentonico che non è sistema malato, iperescretore, la moltiplicazione di cellule sane diminuisce la sostanza organica decomposta per cellula.

Summary

During 1995 in the Archipelago Toscano, the physical, trophic (nutrient concentrations and N/P ratio) and biological (chlorophyll, taxonomical composition of phytoplankton, CDOM) characteristics in the benthic mucilages, from their appearance (spring) to disappearance (fall), and in the pelagic and benthic

environments were investigated. Phytoplankton biomass in the mucilages showed a rapid increase from May to July and the phytoplankton assemblages had the characteristics already known (high cell densities up to 1.0 10^8 cells l^{-1} dominated by pennate diatoms), very different from the pelagic environment but very similar to the benthic one (free of mucilages) for the composition of phytoplankton. Also nutrient concentrations (much higher $PO_{4)}$) and N/P ratio (lower) were different in the mucilages and the trend of biological parameters (biomass, cell density, CDOM) appeared to be related to the increment of PO_4 concentrations. Also the peaks of absorption of CDOM (synchronous fluorescence spectra) changed during the different phases of mucilages increment and degradation. The origin of these peculiarities does not appear very clear but, on the other hand, the different metabolic activities (bacterial activity, nutrient recycling, excretion, degradation) develop in the mucilages a separated system from the surrounding environment.

Ringraziamenti

Per la grande disponibilità nell'utilizzo dei mezzi navali si ringrazia il Comando dell'VIII Legione della Guardia di Finanza ed in particolare la Squadriglia di Porto S. Stefano.

Si ringrazia inoltre il Sig. Guido Papi per il campionamento e l'osservazione subacquea delle mucillaggini.

Bibliografia

BECCIOLINI A., BALZI M. (1992) - I parametri di cinetica cellulare e la determinazione del "labeling index" nei tumori umani. In: Bombardieri E., Caravatti M., Gion M., Landolfo S. (ed.). *Argomenti di laboratorio per l'oncologia.* Clas International, Brescia: 36-56

BRICAUD A., MOREL A., PRIEUR L. (1981) - Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. *Limnol. Oceanogr.,* **26** (1): 43-53.

FOGG G. (1983) - The ecological significance of extracellular products of phytoplankton photosynthesis. *Bot. Mar.,* **26:** 3-14.

FOGG G. (1990) - Massive phytoplankton gel production. In: Barth H., Fegan L. (eds), *Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones. Water pollution resarch report 16,* Commission of the european Communities; E. Guyot SA, Brussels: 207-212.

HØIERSLEV N. (1979) - On the origin of yellow substance in the marine environment. *17th General Assembly of I.A.P.S.O. (Canberra, 1979). Abstracts*: p. 71.

INNAMORATI M. (1992) - Mucillaggini e fitoplancton. *Acc. Int. Sci. Tecn. Sub. Ustica,* **9**: 61-80.

INNAMORATI M. (1995) - Hyperproduction of mucilages by micro and macro algae in the Tyrrhenian Sea. *Sci. Tot. Envir.*, **165**: 65-81.

INNAMORATI M., BERNACCHIONI S., NUCCIO C., BALZI M., MELLEY A. (1996) - Le mucillaggini fitoplanctoniche come epidemia infettiva batterica. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 607-610.

INNAMORATI M., MELLEY A., CASTELLI C., BALZI M. (1994a) - Mucillaggini e stato trofico delle acque nel Mar Tirreno. *Atti 10° Congr. A.I.O.L.*: 513-523.

INNAMORATI M., MELLEY A., CASTELLI C., GORINI C., BALZI M. (1994b) - Mucillaggini tirreniche, nutrienti, cenosi fitoplanctoniche. *Biol. Mar. Medit.*, **1** (1): 189-193.

INNAMORATI M., MELLEY A., NUCCIO C., CASTELLI C., BALZI M. (1995) - Le mucillaggini tirreniche. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem. Ser. A*, **102**: 293-307.

INNAMORATI M., RADDI E., BUZZICHELLI S., MELLEY A., BALZI M. (1993) - Le mucillaggini nel Mar Tirreno. *Biologia Marina Suppl. Notiz. SIBM,* **1**: 23-26.

JEFFREY S.W., HUMPHREY G.F. (1975) - New spectrophotometric equations for determining chlorophyll *a, b, c* and *c2* in algae, phytoplankton and higher plants. *Biochem. Physiol. Plant.*, **167**: 191-194.

LORENZEN C.J. (1967) - Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equation. *Limnol. Oceanogr.*, **12** (2): 343-346.

MELLEY A., NUCCIO C., INNAMORATI M., BERNACCHIONI S., BALZI M. - Il fenomeno delle mucillaggini nell'Alto Tirreno Toscano. *Regione Toscana, 1ª Conferenza sullo stato dell'ambiente in Toscana, Firenze 23-25 novembre 1995*, in stampa.

MINGAZZINI M., COLOMBO S., FERRARI G.M. (1995) - Application of spectrofluorimetric techniques to the study of marine mucilages in the Adriatic Sea: preliminary results. *Sci. Tot. Envir.*, **165**: 133-144.

RIEMANN B., MOLLER JENSEN L. (1991) - Measurement of primary production by means of acidification and bubbling method. *J. Plankton Res.*, **13**: 853-862.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) - A practical handbook of seawater analyses. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*, **167**: 49-90.

Ricerca finanziata dall'Università di Firenze - MURST 60%.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 214-221

D. Barletta, C. Totti, A. Solazzi

Università di Ancona - Via Brecce Bianche, - 60131 Ancona (Italia).

STAGIONALITÀ DI POPOLAMENTI FITOPLANCTONICI DELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE: CICLI DI 48 ORE

SEASONALITY IN PHYTOPLANKTON POPULATIONS OF NORTHERN ADRIATIC SEA: 48 HOUR CYCLES

Abstract

The abundance and biomass of phytoplankton assemblages were studied on a seasonal basis at a fixed station in the northern Adriatic Sea. Phytoplankton distribution was affected by freshwater inputs and water column stratification showing marked differences between surface and bottom layers. Diatoms and phytoflagellates were always the dominant groups. Diatom blooms of Pseudo-nitzschia delicatissima *and* Skeletonema costatum *occurred in April 95,* Chaetoceros *cfr.* muelleri *in July 95 and* Skeletonema costatum *in October 95. Phytoplankton composition showed a shift from diatom-dominated winter condition to phytoflagellate-dominated (96% of the total cells) condition in January 96. Although circadian cycles were not always evident, it is possible that tidal rhythm had a certain influence on phytoplankton density and composition.*

Key-words: Phytoplankton; Circadian cycle; Northern Adriatic Sea.

Introduzione

Le variazioni a breve scala temporale dell'ambiente pelagico, tanto più marcate nelle zone neritiche influenzate da continui apporti d'acqua a minore salinità, incidono sulla distribuzione e sulla composizione delle comunità fitoplanctoniche (Tolomio e Solazzi, 1979). La zona di mare antistante il Delta del Po risente in modo particolare dell'azione diluente e degli incrementi trofici dovuti agli apporti continentali (Franco e Michelato, 1992). Quando questi apporti giungono in mare, il mescolamento non è sempre immediato e le diverse masse d'acqua possono mantenere la propria indipendenza anche per lunghi tratti (Artegiani *et al.*, 1979).

Allo scopo di valutare la struttura delle fitocenosi planctoniche nell'ambito del Programma di Ricerca e Sperimentazione per il Mare Adriatico (PRISMA), sono state condotte quattro crociere oceanografiche (aprile, luglio, ottobre '95 e gennaio '96) su una stazione fissa in Adriatico settentrionale, a circa 5 miglia dalla costa (Lat. 44°44'70"N - Long. 12°27'41"E) (Fig.1).

Materiali e metodi

I campionamenti, effettuati nell'arco di 48 ore ad intervalli regolari di 4 ore, sono stati condotti con l'ausilio delle M/N S. Lo Bianco e U. D'Ancona. I parametri biologici sono stati campionati alle quote di 0, -5, -10, -15, -19 m con bottiglie Niskin. I campioni destinati all'analisi del fitoplancton venivano immediatamente fissati con formaldeide neutralizzata (Throndsen, 1978) e conservati in bottiglie di vetro scuro. L'analisi per la caratterizzazione quali-quantitativa del fitoplancton è stata eseguita al microscopio invertito secondo il metodo Utermöhl. Il calcolo del biovolume cellulare è stato utilizzato come misura indiretta della biomassa fitoplanctonica (Strathmann, 1967).

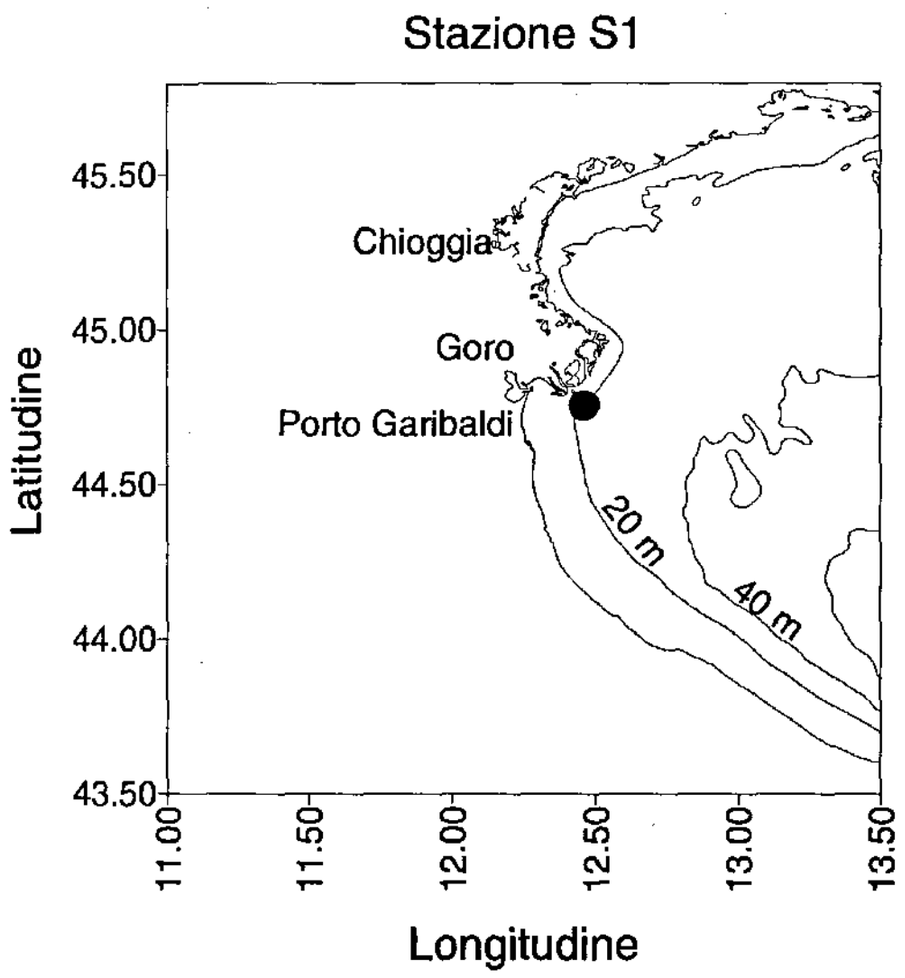


Fig. 1 - Area di campionamento.
Sampling area.

Risultati

I valori di densità fitoplanctonica, espressi come numero di cell. x l^{-1} (Fig. 2) e di biomassa fitoplanctonica come µg Cxl^{-1} (Fig. 3), sono riferiti ai seguenti raggruppamenti: Diatomee, Dinoflagellate, Coccolitine, fitoflagellate (Prymnesiophyceae, Dictyochophyceae, Chrysophyceae, Prasinophyceae, Cryptophyceae) e altre (Cyanophyceae, Chlorophyceae, Euglenophyceae). Sono stati complessivamente rinvenuti 166 taxa (Tab. 1).

In aprile la densità fitoplanctonica varia tra 10^6 e $27x10^6$ cell. x l^{-1} La fitocenosi è dominata da Diatomee e da fitoflagellate che costituiscono rispettivamente il 55% e il 43% della densità e il 65% e il 24% della biomassa totale. Tra le Diatomee si segnala una fioritura sostenuta da *Pseudo-nitzschia delicatissima* ($6x10^6$) e *Skeletonema costatum* ($3.5x10^6$); sono inoltre ben rappresentate anche altre specie quali *Chaetoceros curvisetus* ($7x10^4$), *C.* spp. ($5x10^5$), *Pseudo-nitzschia* spp. (10^6) sempre presenti a tutte le quote, ed altre che compaiono solo occasionalmente alle diverse profondità (*Thalassiosira* cfr. *fallax*, *T.* spp, *Cyclotella* spp.) presenti solo nel primo strato della colonna d'acqua. Nelle ultime 12 ore le abbondanze delle fitoflagellate crescono raggiungendo il valore massimo di $21x10^6$ cell. x l^{-1} in superficie; questo sembra legato all'apporto di acque continentali che ricambiano con notevole velocità il popolamento preesistente. A conferma di questo si riscontra la comparsa di Cyanophyceae con i generi *Oscillatoria* e *Planktothrix* ($6.8x10^4$) e di Chlorophyceae con il genere *Scenedesmus* ($4x10^4$), di chiara origine continentale. L'andamento della biomassa rispecchia la situazione sopra descritta: Diatomee (245 µg Cxl^{-1}) e fitoflagellate (161 µg Cxl^{-1}). Le Dinoflagellate e le Coccolitine pur essendo sempre presenti a tutte le quote hanno abbondanze che solo in alcuni casi raggiungono valori di 10^5 cell. x l^{-1}; le Dinoflagellate sono rappresentate per lo più da forme indeterminate sia nude che tecate, mentre le Coccolitine da *Emiliania huxleyi* e *Syracosphaera pulchra*.

In luglio si raggiungono i massimi valori stimati nel corso dell'intero anno di campionamento con un picco di $50x10^6$ cell. x l^{-1} Anche in questo caso il popolamento è dominato da fitoflagellate (78%) e da Diatomee (21%). E' evidente come il fitoplancton sia concentrato nello strato 0-5 m, testimoniando una marcata stratificazione della massa d'acqua. Seppure in presenza di una fioritura a carico di *Chaetoceros* cfr. *muelleri* che nello strato superficiale raggiunge il massimo valore di $28x10^6$ cell. x l^{-1}, qualitativamente le Diatomee si presentano con un popolamento eterogeneo nella composizione e nella distribuzione, con diverse specie che superano le 10^4 cell. x l^{-1}: *Cerataulina pelagica*, *Melosira granulata*, *Cylindrotheca closterium*, *Cyclotella* spp., *Fragilaria crotonensis* solo in superficie, *Skeletonema costatum*, *Pseudo-nitzschia delicatissima*, *P.* spp. e *Thalassiosira* spp. a tutte le quote; la loro presenza determina un incremento della

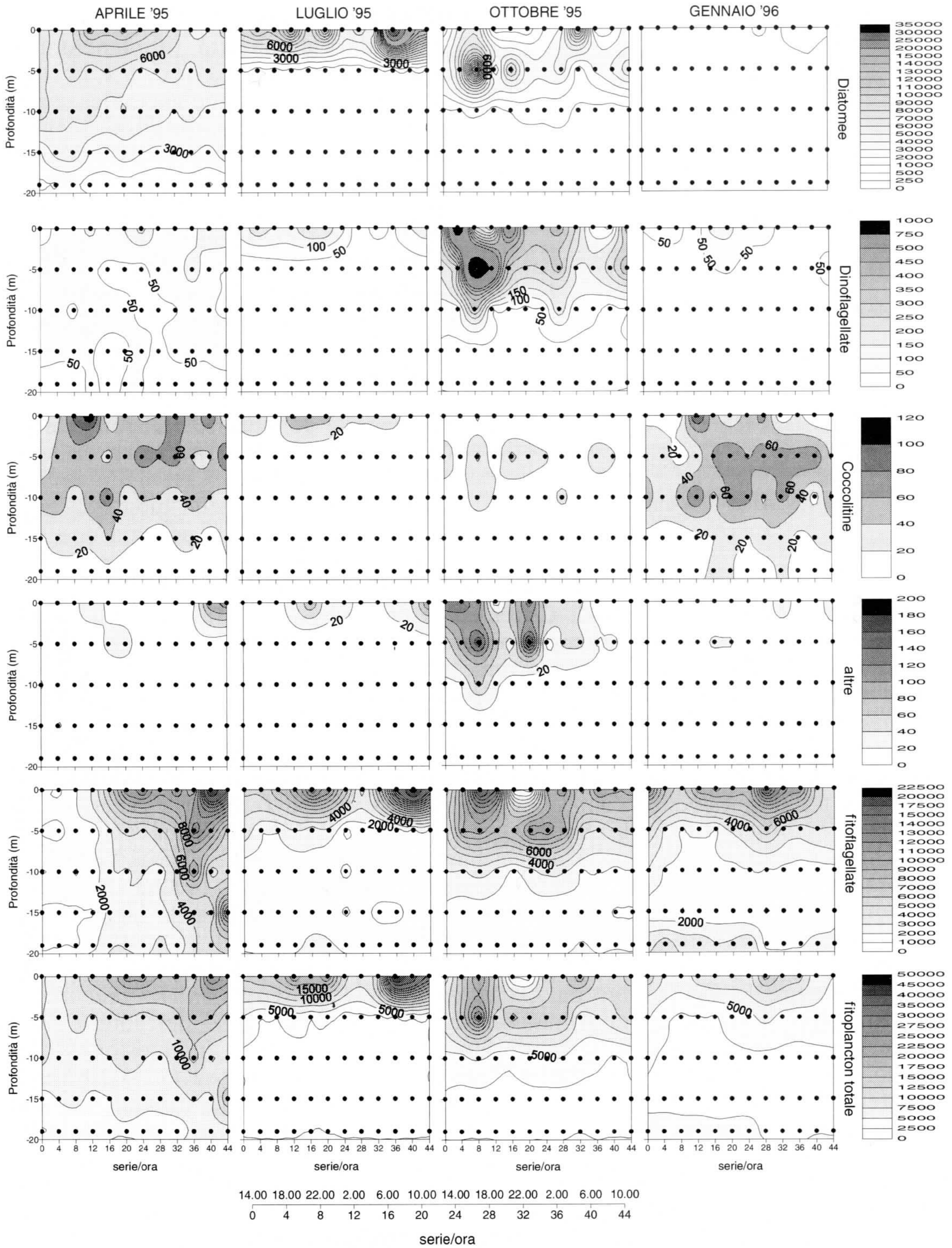


Fig. 2 - Distribuzione della densità fitoplanctonica (cell. x l^{-1} x 10^{-3}) nelle crociere di campionamento: cicli di 48 h.

Phytoplankton abundance distribution (cells x l^{-1} x 10^{-3}) during sampling periods: 48 h cycles.

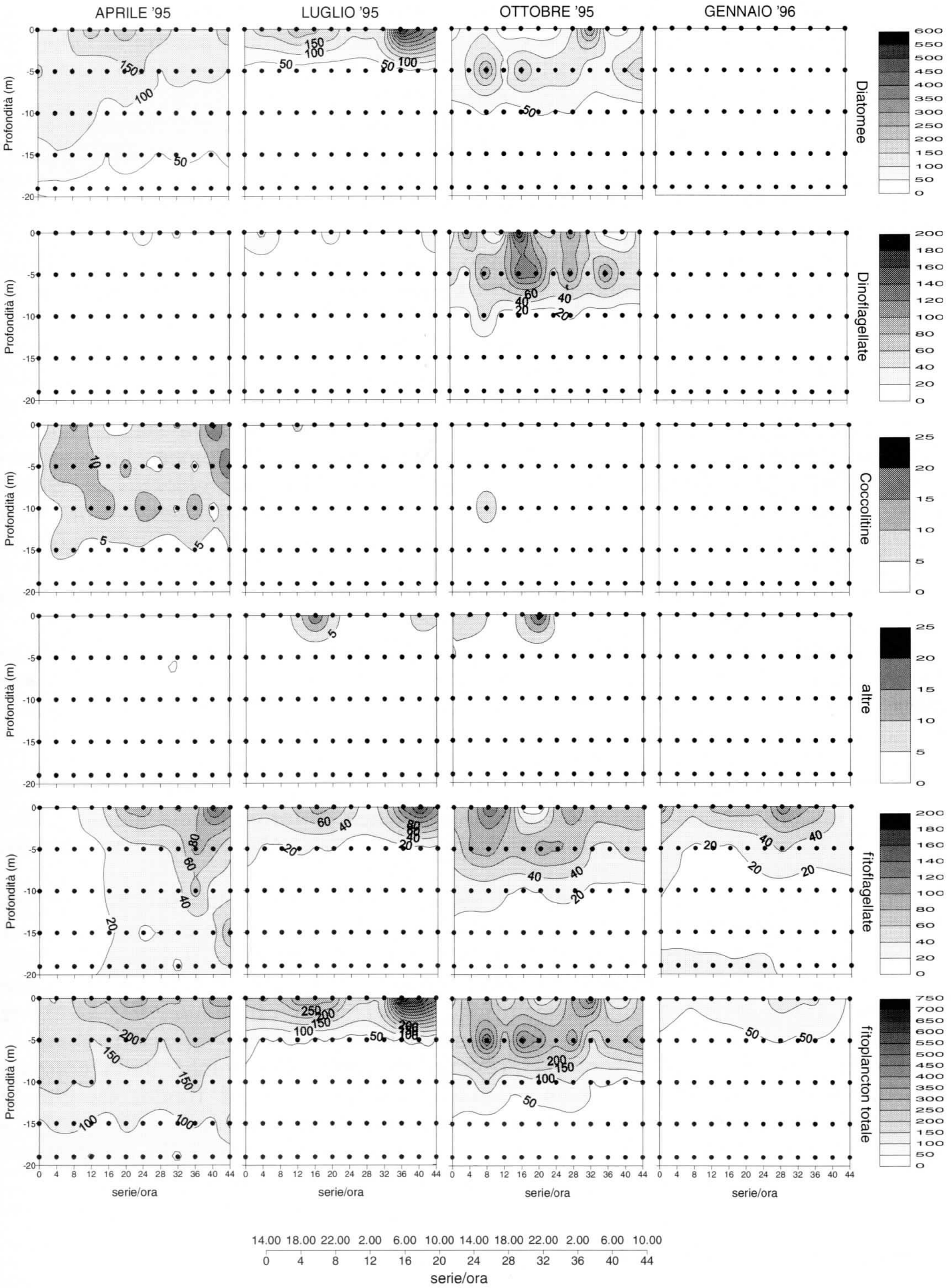


Fig. 3 - Distribuzione della biomassa fitoplanctonica (µg C x l^{-1}) nelle crociere di campionamento: cicli di 48 h.

Phytoplankton biomass distribution (µg C x $litre^{-1}$) during sampling periods: 48 h cycles.

biomassa totale che in questo mese fa registrare il suo massimo (750 µg C x l^{-1}). Le Dinoflagellate pur essendo presenti con abbondanze limitate mostrano valori di biomassa apprezzabili (50 µg C x l^{-1}). Le Coccolitine sono sempre poco numerose ($7x10^4$) e sono presenti con la sola *Emiliania huxleyi*.

Esistono due flussi d'acqua indipendenti che si verificano ciclicamente a 24 ore l'uno dall'altro, probabilmente collegati al ritmo di marea, che determinano una variazione nella composizione della fitocenosi con un aumento ciclico di densità delle Diatomee e delle fitoflagellate e con comparsa delle Chlorophyceae (10^5 cell. x l^{-1}).

In ottobre il popolamento, pur essendo ancora dominato dalle Diatomee e dalle fitoflagellate, mostra una nuova struttura nella composizione e distribuzione. I massimi valori di densità fitoplanctonica ($30x10^6$ cell. x l^{-1}) si riscontrano all'inizio del campionamento e sono localizzati a -5 m. E' presente una fioritura a *Skeletonema costatum* la cui densità raggiunge il picco di $16x10^6$ cell. x l^{-1}. La comparsa di questa specie in fioritura nella stagione autunnale è da considerarsi atipica in quanto descritta come stagionale con comparsa nella stagione tardo inverno-primavera (Totti *et al.*, 1996). Sono numerose le Diatomee che raggiungono valori di abbondanza > di $5x10^4$ cell. x l^{-1} (*Asterionellopsis glacialis*, *Nitzschia* spp., *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*, *Cylindtotheca closterium*, *Cerataulina pelagica*, *Leptocylindrus danicus*, *L. minimus*, *Chaetoceros affinis*, *C. throndsenii*, *C.* cfr. *muelleri*, *C.* spp., *Cyclotella glomerata*, *C.* spp., *Thalassiosira* spp.). La biomassa a carico di questo raggruppamento è tuttavia limitata e contribuisce solo per il 44% al carico organico totale.

La struttura del popolamento viene poi modificata, probabilmente in seguito ad un flusso di nuove acque continentali, che sposta verso la superficie il picco delle abbondanze: il popolamento è ora dominato dalle fitoflagellate che persistono in modo stabile fino alla fine del periodo. Anche le Dinoflagellate diventano componente importante nella fitocenosi con densità massima di 10^6 cell. x l^{-1}, e costituiscono mediamente il 20% della biomassa totale. La costante presenza di acque a minore salinità, testimoniata dalla comparsa di forme dulciacquicole nello strato 0 -10 m, altera la distribuzione della fitocenosi, che rimane confinata in questo strato.

In gennaio si riscontrano i minimi valori di densità fitoplanctoniche dell'intero anno di campionamento con $17x10^6$ cell.xl^{-1}. Il popolamento è costituito quasi esclusivamente da fitoflagellate che rappresentano mediamente il 96% del totale e contribuiscono per il 76% alla biomassa totale. Il contributo dovuto alle Diatomee è scarso: tra esse prevalgono le centriche *Chaetoceros* cfr. *neglectus*, *Melosira granulata*, *Skeletonema costatum* e le pennate bentoniche *Diploneis* cfr. *bombus*, *Amphora* spp. e *Navicula* spp. La presenza di forme bentoniche nella colonna d'acqua può far pensare a fenomeni di risalita di acque dal fondo, facilmente spiegabile trovandosi in periodo di completo rimescolamento della colonna d'acqua. In questa stagione è poi da segnalare un certo aumento della componente a Coccolitine (10^5 cell. x l^{-1}) presenti con la sola *Emiliania huxleyi*.

Discussione e conclusioni

La tipologia e la concentrazione del fitoplancton di questa regione risente notevolmente dell'eterogeneità dell'ambiente: il flusso d'acqua proveniente dal fiume Po seleziona le entità a più ampia valenza ecologica, favorendo popolamenti

Tab. 1 - Lista dei Taxa.
List of Taxa.

BACILLARIOPHYCEAE

Amphora spp. Kg.
Asterionella formosa Hassall
Asterionellopsis glacialis (Castr.) Round
Asteromphalus cfr. *arachne* (Breb.) Ralfs
Asteromphalus cfr. *hyalinus* Karsten
Asteromphalus flabellatus (Breb.) Grev.
Asteromphalus sarcophagus Wallich
Bacteriastrum cfr. *delicatulum* Cl.
Bacteriastrum cfr. *hyalinum* Lauder
Cerataulina pelagica (Cl.) Hendy
cfr. *Synedra gaillonii* (Bory) Ehr.
Chaetoceros affinis Laud.
Chaetoceros anastomosans Grun.
Chaetoceros brevis Schutt
Chaetoceros cfr. *muelleri* Lemm.
Chaetoceros cfr. *seiracanthus* Gran
Chaetoceros compressus Lauder
Chaetoceros curvisetus Cl.
Chaetoceros daday Pav.
Chaetoceros danicus Cl.
Chaetoceros didymus Ehr.
Chaetoceros diversus Cl.
Chaetoceros lorenzianus Grun.
Chaetoceros neglectus Karsten
Chaetoceros pelagicus Cl.
Chaetoceros pseudocurvisetus Mangin
Chaetoceros rostratus Laud.
Chaetoceros simplex Ostf.
Chaetoceros throndsenii (Marino *et al.*) Marino *et al.*
Chaetoceros vixvisibilis Schiller
Coscinodiscus cfr. *asteromphalus* Ehr.
Coscinodiscus excentricus Ehr.
Coscinodiscus nodulifer (A.Schmidt) G.Fryxell & P.A.Sims
Cyclotella glomerata Bachm.
Cylindrotheca closterium (Ehr.) Reim. & Lew.
Dactyliosolen blavyanus (H.Per.) Hasle
Dactyliosolen fragilissimus (Bergon) Hasle
Dactyliosolen phuketensis (Sund.) Hasle
Diatoma cfr. *elongatum* (Lyngb.) Ag.
Diatoma cfr. *vulgare* Bory
Diploneis bombus Ehr.
Diploneis crabro Ehr.
Eucampia comuta (Cl.) Grun.
Fragilaria capucina Desm.
Fragilaria crotonensis Kitt.
Guinardia flaccida (Castr.) H.Per.
Guinardia striata (Stolt.) Hasle
Hemiaulus hauckii Grun.
Hemiaulus sinensis Grev.
Leptocylindrus danicus Cl.
Leptocylindrus mediterraneus (H.Per.) Hasle
Leptocylindrus minimus Gran
Lioloma pacificum (Cupp) Hasle
Melosira cfr. *varians* Ag.
Melosira granulata (E.) Ralfs
Navicula cfr. *minuscula* Grun.
Navicula cfr. *rhynchocephala* K.
Navicula cfr. *viridula* K.
Nitzschia longissima (Breb.) Ralfs
Nitzschia sigma (Kg.) W. Sm.
Paralia sulcata (Ehr.) Cl.
Proboscia alata (Brightw.) Sund.
Pseudo-nitzschia cfr. *pungens* (Grun.) Hasle
Pseudo-nitzschia delicatissima (Cl.) Heiden
Pseudo-nitzschia fraudulenta (Cl.) Hasle
Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima (Hasle) Hasle
Pseudosolenia calcar avis (Schultze) Sund.
Rhizosolenia imbricata Brightw.
Rhizosolenia robusta Norman
Rhizosolenia setigera Brightw.
Rhizosolenia styliformis Brightw.
Rhoicosphenia curvata (K.) Grun.
Skeletonema costatum (Grev.) Cl.
Tabellaria fenestrata K.
Thalassionema frauenfeldii (Grun.) Hallegraeff
Thalassionema nitzschioides (Grun.) Mereschkowsky
Thalassiosira cfr. *fallax* Meun.

DINOPHYCEAE

Actiniscus pentasterias (Ehr.) Ehr.
Ceratium candelabrum (Ehr.) Stein
Ceratium cfr. *horridum* (Cleve) Gran
Ceratium furca (Ehr.) Clap. & Lach.
Ceratium fusus (Ehr.) Dujardin
Ceratium inflatum (Kofoid) Jorg.
Ceratium macroceros (Ehr.) Vanhof.
Ceratium massiliense (Gourr.) Jorg.
Ceratium pentagonum Gourr.
Ceratium trichoceros (Ehr.) Kof.
Ceratium tripos (O.F. Muller) Nitzsch.
Coolia cfr. *monotis* Meunier
Dinophysis caudata Saville-Kent
Dinophysis cfr. *acuminata* Clap. & Lach.
Dinophysis fortii Pav.
Dinophysis ovum Schutt
Dinophysis sacculus Stein
Dinophysis tripos Gourret
Diplopsalis lenticula Bergh
Gonyaulax polygramma Stein
Gonyaulax scrippsae Kofoid
Lingulodinium polyedrum (Stein) Dodge
Mesoporos perforatus (Gran) Lillick
Oxyphysis oxytoxoides Kof.
Oxytoxum caudatum Schiller
Oxytoxum cfr. *crassum* Schiller
Oxytoxum cfr. *laticeps* Schiller
Oxytoxum scolopax Stein
Phalacroma rotundatum (Clap. & Lach.) Kof. & Michener
Podolampas palmipes Stein
Pronoctiluca pelagica Fabre - Domergue
Pronoctiluca spinifera (Lohm.) Schiller
Prorocentrum aporum (Sch.) Dodge
Prorocentrum compressum (Bail.) Abe'
Prorocentrum micans Ehr.
Prorocentrum minimum (Pav.) Schiller
Prorocentrum triestinum Schiller
Protoperidinium bipes (Paul.) Bal.
Protoperidinium brevipes (Paul.) Bal.
Protoperidinium brochi (Kof. & Swezy) Bal.
Protoperidinium cfr. *bispinum* (Sch.) Bal.
Protoperidinium cfr. *claudicans* (Paul.) Bal.
Protoperidinium cfr. *nudum* (Meun.) Bal.
Protoperidinium cfr. *pentagonum* (Gran) Bal.
Protoperidinium cfr. *steinii* (Jorg.) Bal.
Protoperidinium conicum (Gran) Bal.
Protoperidinium crassipes (Kof.) Bal.
Protoperidinium depressum (Bail.) Bal.
Protoperidinium diabolus (Cl.) Bal.
Protoperidinium divergens (Ehr.) Bal.
Protoperidinium leonis (Pav.) Bal.
Pseliodinium vaubanii Soumia
Pyrocystis lunula (Schutt) Schutt
Pyrocystis robusta Kof.
Pyrophacus horologicum Stein

PRYMNESIOPHYCEAE (Coccolitine)

Anoplosolenia brasiliensis (Lohm.) Deflandre
Calciosolenia murrayi Gran
Emiliania huxleyi (Lohm) Hay & Mohler
Michaelsarsia elegans Gran
Ophiaster hydroideus (Lohm.) Lohm.
Rhabdosphaera claviger Murray & Blackman
Syracosphaera pulchra Lohm.

EUGLENOPHYCEAE

Euglena cfr. *acusformis* Schiller
Eutreptiella marina Cunha

CHLOROPHYCEAE

Actinastrum cfr. *hantzschii* Lagerheim
cfr. *Treubaria triappendiculata* Bern.
Closterium pronum Breb.
Micractinium cfr. *pusillum* Fres.
Pediastrum duplex Meyen
Pediastrum simplex Meyen
Pediastrum tetras (Ehr.) Ralfs
Scenedesmus acuminatus (Lagerh.) Chod.
Scenedesmus armatus Chod.
Scenedesmus longispina Chod.
Scenedesmus obliqus (Turp.) Kutz.
Scenedesmus opoliensis P. Richt.
Scenedesmus quadricauda (Turp.) Breb.
Staurastrum cfr. *gracile* Ralfs

CYANOPHYCEAE

Planktothrix agardhii (Gom.) Anagn. & Kom.
Planktothrix rubescens (D.C. ex Gom.) Anagn. & Kom.

PRYMNESIOPHYCEAE

Prymnesiophyceae indeterminate

DICTYOCHOPHYCEAE

Dictyocha crux Ehr.
Dictyocha fibula Ehr.
Dictyocha speculum Ehr.
Octactis octonaria (Ehr.) Hovasse

CHRYSOPHYCEAE

Dinobryon faculifera (Willen) Willen
Meringosphaera mediterranea Lohmann
Chrysophyceae indeterminate

PRASINOPHYCEAE

Prasinophyceae indeterminate

CRYPTOPHYCEAE

Cryptophyceae indeterminate

eurieci e talvolta l'insorgenza di blooms monospecifici. I massimi valori di densità sono sempre piuttosto elevati: dai $17x10^6$ cell. x l^{-1} nel gennaio '96 ai $50x10^6$ cell.xl^{-1} in luglio '95. Il popolamento in tutte le campagne è numericamente dominato da Diatomee e fitoflagellate; la fitocenosi si presenta sempre piuttosto ricca, con numerose forme che spesso raggiungono anche densità cospicue (>10^4 cell. x l^{-1}). Per quanto riguarda la biomassa, mentre le Diatomee contribuiscono sempre in modo determinante, le fitoflagellate mostrano valori relativemente bassi. In genere i maggiori valori di densità fitoplanctonica si hanno in superficie con riduzioni talvolta brusche negli strati d'acqua sottostanti. Le maggiori densità superficiali sono probabilmente legate alle acque a minore salinità, cariche di nutrienti, che si collocano nei primi metri. In tutti i campionamenti è infatti possibile riconoscere nella struttura della fitocenosi la presenza di apporti di acque continentali, testimoniato dalla comparsa di specie tipicamente dulciacquicole anche con concentrazioni apprezzabili.

La distribuzione del fitoplancton, soprattutto nello strato superficiale, appare soggetta ad un'ampia variazione nell'arco della giornata; le densità infatti sono apparse sensibilmente differenti a seconda dell'ora in cui veniva effettuato il campionamento. Sebbene non sia evidenziabile un marcato ciclo nictemerale nella distribuzione del fitoplancton, i massimi valori di densità si verificano sempre nelle ore meno illuminate: è inoltre ipotizzabile una certa influenza del ritmo di marea.

Summary

In the framework of PRISMA 1 program, 4 seasonal cruises were carried out at a fixed station 5 miles far from the coast, in northern Adriatic sea, near the Po River Delta. Phytoplankton abundance and biomass distribution were analysed from water samples collected seasonally (April, July, October '95 and January '96) for a period of 48 h each. Samplings was conducted at standard depths (0, -5, -10, -15, -19 m) every 4 h. Analysis of phytoplankton density showed clear seasonal changes with highest values in summer and in autumn. Marked differences between surface and bottom layers were observed with highest densities always observed at surface. Diatoms and phytoflagellates dominated at all seasons and highest diatom density contribution was observed in the mixed layer. In spring, diatoms (*Pseudo-nitzschia delicatissima* and *Skeletonema costatum*) reached about 90% of total phytoplankton density (with values higher than 10^7 cells x l^{-1}). In summer and in autumn diatom abundance was always high, but its contribution to the total density decreased with a concomitant increase in species diversity: in July diatoms reached $35x10^6$ cells x l^{-1} (70% of the total phytoplankton, *Chaetoceros* cfr. *muelleri* bloom); in October diatom abundances reached $19x10^6$ cells x l^{-1} (66% of the total phytoplankton, *Asterionellopsis glacialis* and *Skeletonema costatum* blooms). In January phytoplankton community structure was completely different: its density was the lowest ($17x10^6$ cells x l^{-1}) and phytoflagellates were strongly dominant. Biomass distribution displayed the same pattern reported for abundance: maximum values were attributable to diatoms and phytoflagellates. Dinoflagellates showed densities lower than other groups and contributed remarkably to the total production. The influence of Po river input on phytoplankton composition was evident from the appearance of typically freshwater species (Chlorophyceae, Cyanophyceae and Euglenophyceae). As far

as the circadian cycles are concerned, the highest values were observed during the night even though a clear circadian rhythm was not distinguishable. However, tidal rhythms apparently had a certain influence on surface phytoplankton community density and composition.

Bibliografia

ARTEGIANI A., SOLAZZI A., TOLOMIO C., MARZOCCHI M., FAVERO P., CAVOLO F. (1979) – Parametri chimico-fisici e fitoplancton in una stazione a sud del M. Conero (Zona di ripopolamento). *Atti Conv. Scient. Naz. Prog. Final. Oceanog. e Fondi Mar.*, C.N.R., **1:** 107-122.

FRANCO P., MICHELATO A. (1992) – Northern Adriatic Sea: oceanography of the basin proper and of the western coastal zone. *Sc. Total Env.*, Suppl: 35-62.

STRATHMANN R.R. (1967) - Estimating the organic carbon content of phytoplankton from cell volume or plasma volume. *Limnol. Oceanogr.*, **12** (3): 411-18.

TOLOMIO C., SOLAZZI A. (1979) - Ciclo di 24 ore in una stazione costiera nell' alto Adriatico. *Nova Thalassia,* **3** suppl., 285-307.

TOTTI C., BARLETTA D., SOLAZZI A. (1996) - Temporal variation and seasonality of selected Diatom species in Northern Adriatic sea. *Giorn. Bot. It.*, **130** (1): 253.

THRONDSEN J. (1978) - Preservation and storage. In: Sournia A. (ed.), *Phytoplankton manual.* UNESCO, Paris: 69-74.

Il Programma di Ricerca e Sperimentazione per la Salvaguardia del Mar Adriatico (PRISMA) è finanziato dal MURST.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 222-231

A. Comaschi, F. Acri, B. Cavalloni, G. Socal

Istituto di Biologia del Mare, CNR, Castello 1364/A - 30122 Venezia, Italia.

ANDAMENTO TEMPORALE DI POPOLAMENTI ZOOPLANCTONICI IN TRE STAZIONI DELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE E LORO DISTRIBUZIONE VERTICALE IN RELAZIONE ALLA STRUTTURA DELLA COLONNA D'ACQUA

TEMPORAL TREND OF ZOOPLANKTON ASSEMBLAGES AT THREE STATIONS OF THE NORTHERN ADRIATIC SEA AND THEIR VERTICAL DISTRIBUTION IN RELATIONSHIP TO THE WATER COLUMN STRUCTURE

Abstract

Vertical distribution of zooplankton abundance have been analyzed at three different stations in the Northern Adriatic Sea.

In spring and summer, the water column was stratified: different communities were found in different water masses separated by the pycnocline. In winter, the water column was mixed and vertical instability corresponded to homogeneous distribution of zooplankton communities.

Key-words: zooplankton, Adriatic Sea, vertical distribution.

Introduzione

Nel bacino settentrionale dell'Adriatico si possono riconoscere due distinte situazioni idrologiche di grande importanza per le loro conseguenze sui processi biologici (Socal e Franco, 1995):

– la prima, che permane generalmente da aprile ad ottobre (Franco, 1970), è caratterizzata da un regime di stabilità verticale con stratificazione della colonna, nella quale gli scambi tra strati sovrapposti sono limitati;

– la seconda, limitata al periodo che va da dicembre a febbraio (Franco, 1972), è relativa ad una situazione invernale di rimescolamento e omogeneità verticale della colonna d'acqua.

La distribuzione delle variabili fisico-chimiche e biologiche, quindi, è destinata a modificarsi in relazione all'alternanza tra i due regimi sopra citati (Socal e Bianchi, 1989; Socal e Franco, 1995).

Poche informazioni, tuttavia, sono disponibili sulla distribuzione verticale delle comunità zooplanctoniche dell'Adriatico settentrionale nei diversi periodi dell'anno (Franco e Comaschi Scaramuzza 1976; Comaschi Scaramuzza *et al.*, 1997 in stampa). Nella maggior parte degli studi condotti finora, infatti, i prelievi sono stati eseguiti tramite pescate verticali dal fondo alla superficie. Tale modalità di campionamento non fornisce alcun dato su una eventuale disomogeneità verticale degli zooplanctonti all'interno della colonna d'acqua.

Lo scopo di questo lavoro è quello di contribuire a colmare questa lacuna descrivendo, in corrispondenza di tre stazioni poste nell'Adriatico nord-occidentale, le variazioni qualitative e quantitative dei popolamenti zooplanctonici a differenti quote batimetriche.

Materiali e metodi

Tra il 1995 e il 1996, nell'ambito del programma di ricerca "PRISMA 1", è stata effettuata una serie di campionamenti di mesozooplancton in corrispondenza di tre stazioni dell'Adriatico nord-occidentale: S1 (44°44.70 N, 12°27.41 E, profondità 21,5 m), S2 (45°09.00 N, 12°23.15 E, profondità 19,5 m) e S3 (44°14.75 N, 12°46.06 E, profondità 28 m). Le stazioni S1 e S2 sono influenzate rispettivamente dai fiumi Po e Adige, mentre la stazione S3, a causa della sua maggiore distanza della costa, è meno soggetta agli apporti di acque diluite.

I prelievi sono stati eseguiti nelle ore centrali della giornata e a due differenti profondità. Durante il periodo di stratificazione della colonna d'acqua si è provveduto a campionare al di sopra e al di sotto del picnoclino. Le quote e la cadenza dei prelievi sono riportate in Tab. 1.

Tab. 1 - Quote e cadenze dei campionamenti.
Sampling depths and dates.

STAZIONE	DATA	PROFONDITA' m	STAZIONE	DATA	PROFONDITA' m	STAZIONE	DATA	PROFONDITA' m
S1	9 aprile 1995	4-8 14-18	S2	3 aprile 1995	4-8 14-18	S3	6 aprile 1995	4-8 12-16
	11 aprile 1995	2-6 14-18		5 aprile 1995	4-8 -		8 aprile 1995	4-8 12-16
	10 luglio 1995	4-8 14-18		4 luglio 1995	4-8 14-18		7 luglio 1995	4-8 20-24
	12 luglio 1995	4-8 14-18		6 luglio 1995	4-8 14-18		9 luglio 1995	4-8 20-29
	9 ottobre 1995	4-8 14-18		3 ottobre 1995	4-8 14-18		6 ottobre 1995	4-8 20-24
	11 ottobre 1995	4-8 14-18		5 ottobre 1995	4-8 14-18		8 ottobre 1995	6-8 20-24
	16 gennaio 1996	4-8 14-18		10 gennaio 1996	4-8 14-18		13 gennaio 1996	4-8 20-24
	18 gennaio 1996	4-8 14-18		12 gennaio 1996	4-8 14-18		-	- -

Per catturare lo zooplancton si è fatto uso di campionatori a strascico orizzontale Clarke-Bumpus equipaggiati con retino a maglie di 200 µm, calati a quote discrete e fatti risalire progressivamente con decrementi di quota e tempo prestabiliti. Ogni campione così ottenuto è quindi rappresentativo dei popolamenti zooplanctonici presenti nella colonna d'acqua delimitata verticalmente dalle due profondità d'inizio e fine della pescata.

Assieme ai campioni di zooplancton sono state eseguite, mediante la sonda multiparametrica "Ocean-Sēven" della ditta "Idronaut", misure di temperatura e salinità.

Per la elaborazione statistica i dati di abbondanza zooplanctonica sono stati normalizzati mediante trasformazione logaritmica ($\log_{10}$ (n+1)).

L'ordinamento dei 44 campioni prelevati è stato eseguito tramite analisi delle componenti principali condotta sulla matrice di correlazione tra specie, prendendo in considerazione solo i taxa rinvenuti in almeno il 10% dei campioni (Matta e Marshall, 1984). Al fine di confermare i risultati ottenuti si è anche provveduto ad ordinare i campioni tramite la tecnica statistica denominata "multi-dimensional scaling" (Field *et al.*, 1982). Le differenze tra le medie sono state verificate tramite l'analisi della varianza ad una via (Fowler e Cohen, 1993).

Risultati

Ordinamento dei campioni ed andamento temporale

L'ordinamento dei campioni raccolti è rappresentato nel diagramma della Fig. 1, nel quale viene evidenziata una suddivisione in tre gruppi. Il gruppo 1 comprende i campioni raccolti in primavera (aprile), il gruppo 2 quelli prelevati in luglio ed ottobre e il gruppo 3 i campioni invernali (gennaio). L'analisi delle componenti principali non ha consentito di separare tra loro i mesi di luglio e

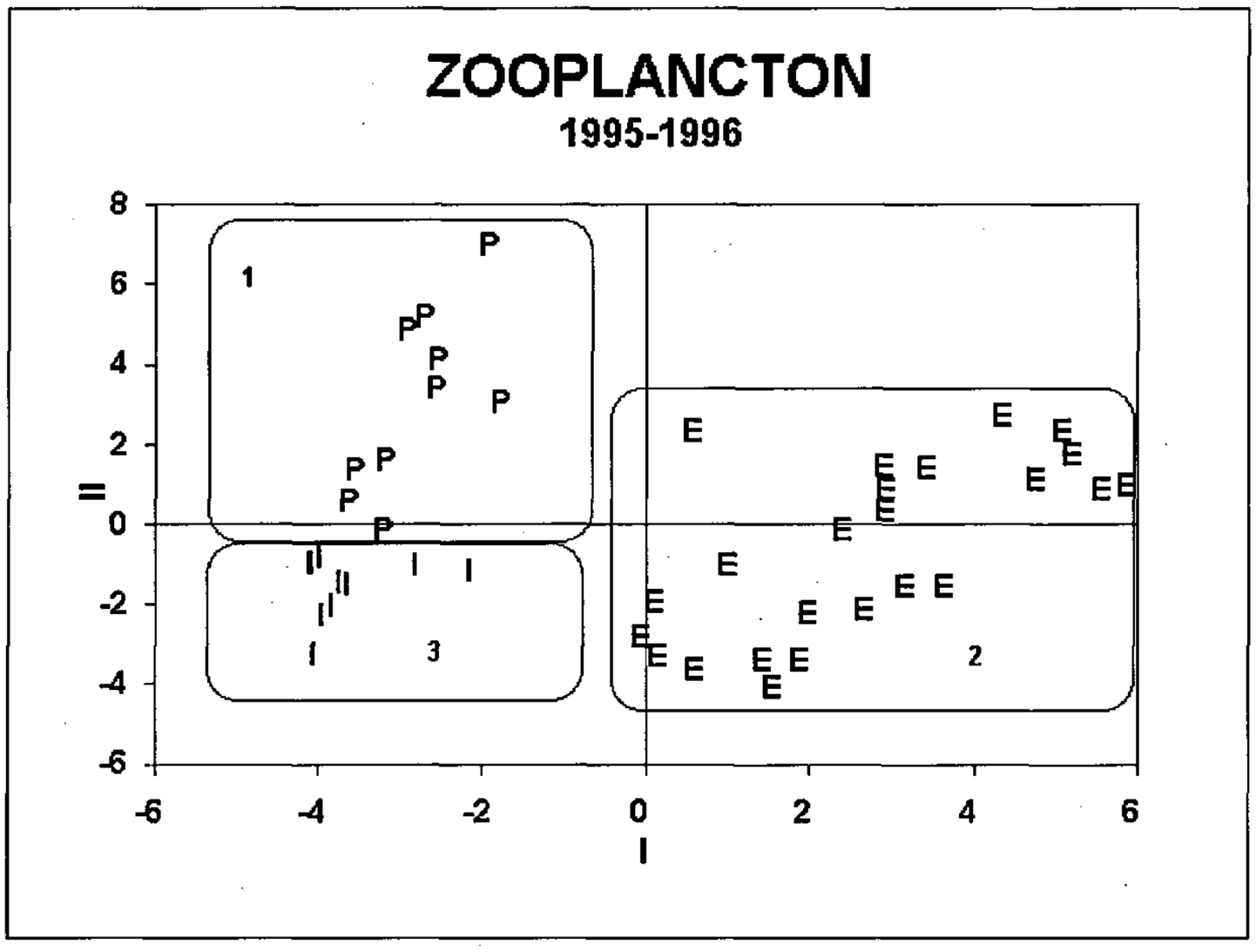


Fig. 1 - PCA: modello di ordinamento dei campioni nel piano delle prime due componenti principali che rappresentano il 38% della varianza totale. Il gruppo 1 comprende i campioni raccolti in primavera (P), con valori negativi nella prima componente principale e positivi nella seconda. Il gruppo 2 comprende quelli prelevati nel periodo estivo (E), con valori positivi nella prima componente principale. Il gruppo 3 comprende i campioni invernali (I), con valori negativi nelle prime due componenti principali.
PCA ordination of the samples (symbols: P = spring samples, E = summer samples and I = winter samples).

ottobre. Per questo motivo, ed anche in considerazione delle elevate temperature registrate ad ottobre (si veda, ad es., la Fig. 2 relativa alla stazione S3), i campioni prelevati nel corso di questo mese e quelli di luglio sono stati considerati come appartenenti ad un'unica situazione estiva. Mentre nel diagramma di Fig. 1 la suddivisione in base al periodo di prelievo risulta evidente, non è stato possibile evidenziare nessuna significativa distinzione in base alla stazione in cui il campionamento è stato effettuato.

La percentuale di varianza spiegata dalle prime due componenti è pari al 38%; nel caso di analisi di matrici biologiche la difficoltà di poter spiegare con le prime due componenti più del 40-50% della varianza è nota (Clarke e Warwick, 1994). L'immagine delle relazioni tra campioni presentata nel diagramma di Fig. 1 è stata confermata anche utilizzando il metodo di ordinamento dei dati denominato "multidimensional scaling".

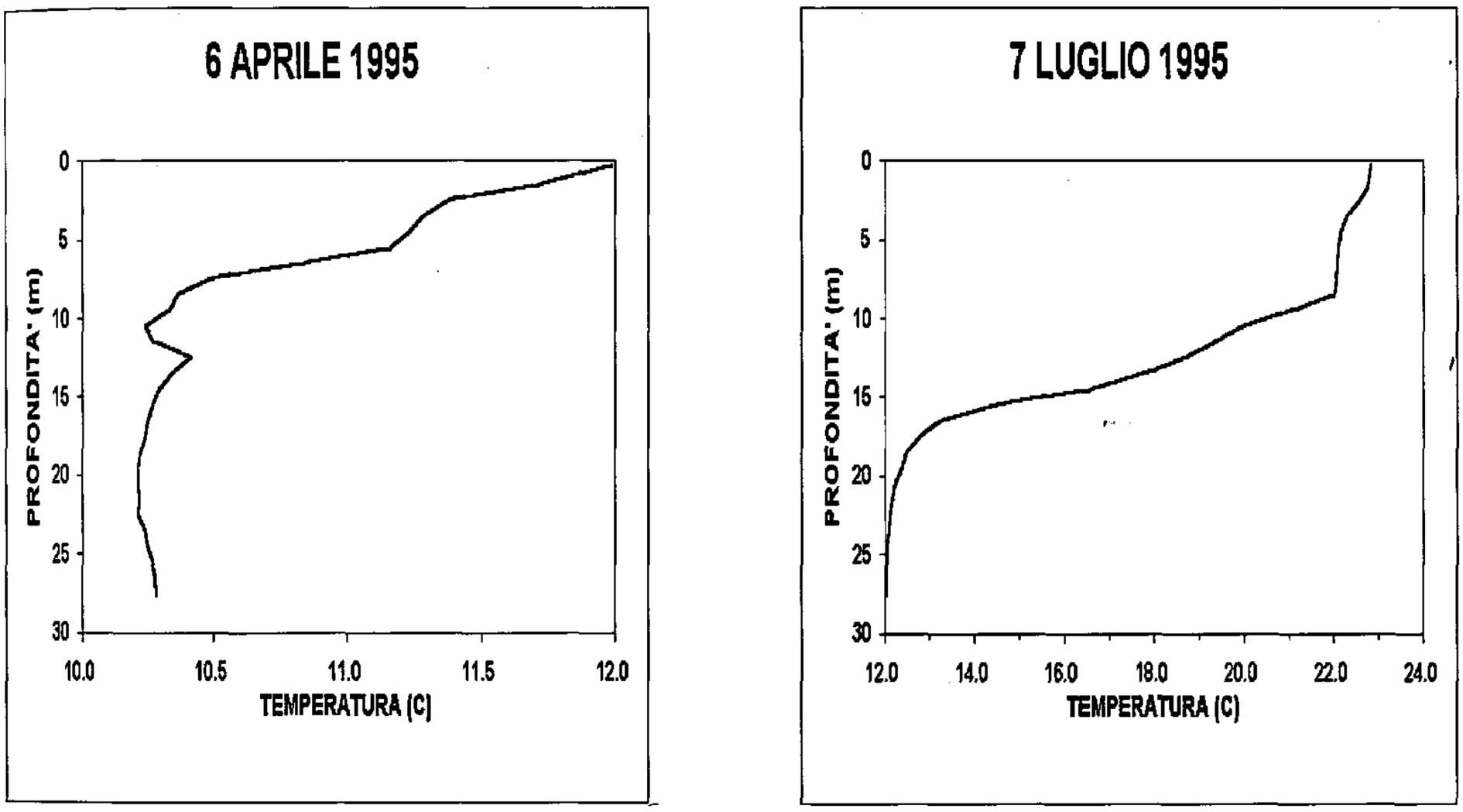


Fig. 2 - Temperatura nella stazione S3: profili verticali nei mesi di aprile, luglio, ottobre e gennaio.

Temperature values at station S3: vertical profiles in April, July, October and January.

Le massime abbondanze medie sono state rilevate in estate (media: 7844 ind.m^{-3}), le minime in inverno (media: 402 ind.m^{-3}, Fig. 3). In primavera l'abbondanza media è stata pari a 3646 ind.m^{-3} (Fig. 3).

In primavera ed in inverno più dell'80% degli individui appartengono al gruppo dei copepodi. In estate il gruppo percentualmente più rilevante è quello dei cladoceri (52% degli individui), mentre i copepodi costituiscono il 26% dello zooplancton.

Sono stati rinvenuti complessivamente 54 taxa (38 in primavera, 45 in estate e 29 in inverno). Di questi, 46 sono presenti in almeno il 10% dei campioni.

I cladoceri *Evadne tergestina* Claus, *Penilia avirostris* Dana, *Evadne spinifera*

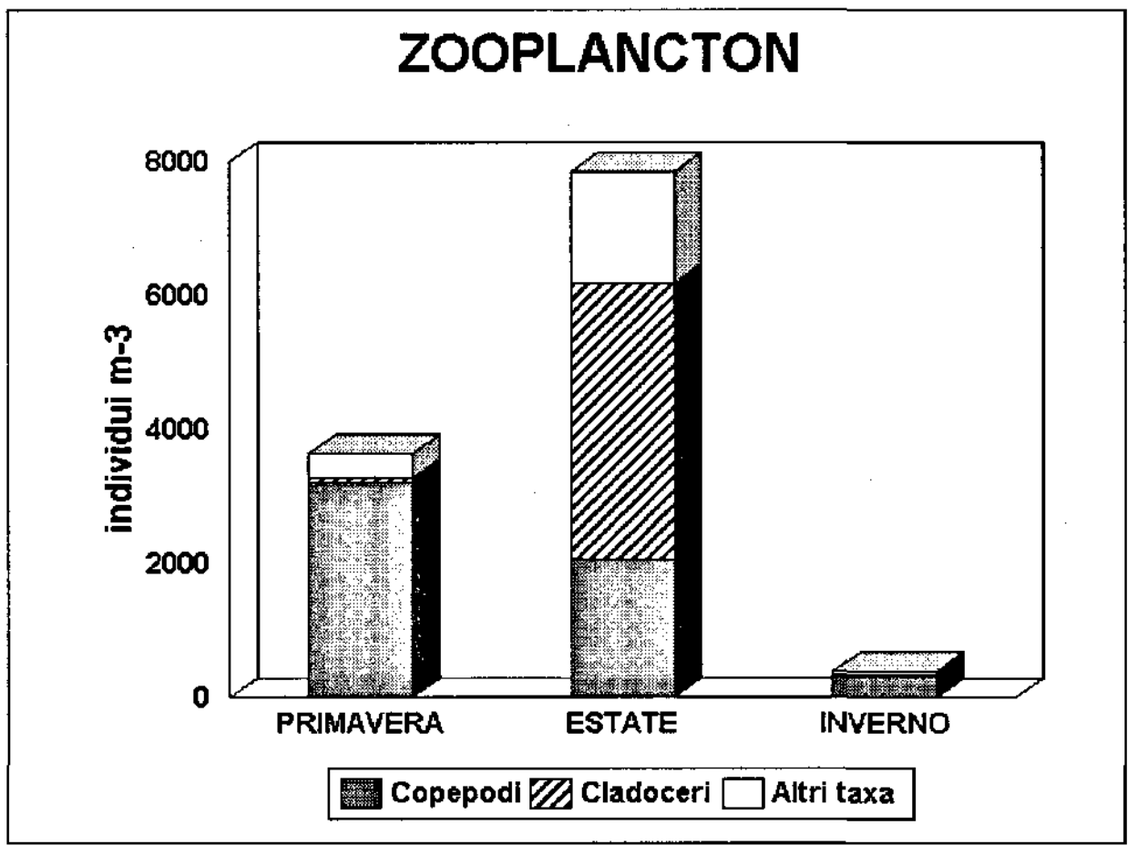


Fig. 3 - Variazione temporale dei principali gruppi tassonomici.
Temporal variation of the main taxonomic groups found.

Müller, le larve degli echinodermi, le appendicolarie e i sifonofori sono i taxa più abbondanti nei campioni del periodo estivo (Fig. 4A), con valori positivi nel primo autovettore (Fig. 5).

I copepodi *Calanus helgolandicus* Claus e *Pseudocalanus elongatus* Boeck, che hanno valori negativi nel primo autovettore (Fig. 5), mostrano le abbondanze medie più elevate in primavera (Fig. 4B).

I copepodi *Acartia clausi* Giesbrecht, *C. helgolandicus*, *Centropages typicus* Kröyer, *Oithona similis* Claus, *Temora longicornis* Müller e il cladocero *Evadne nordmanni* Lovén sono più abbondanti in aprile (Fig. 4C) e presentano valori positivi nel secondo autovettore (Fig. 5). Questi taxa contribuiscono a separare i campioni raccolti in primavera da quelli invernali (Fig. 1).

Paracalanus parvus Claus è in assoluto la specie più abbondante durante il periodo primaverile ed invernale e quella più frequente tra i copepodi in estate.

Distribuzione verticale dello zooplancton

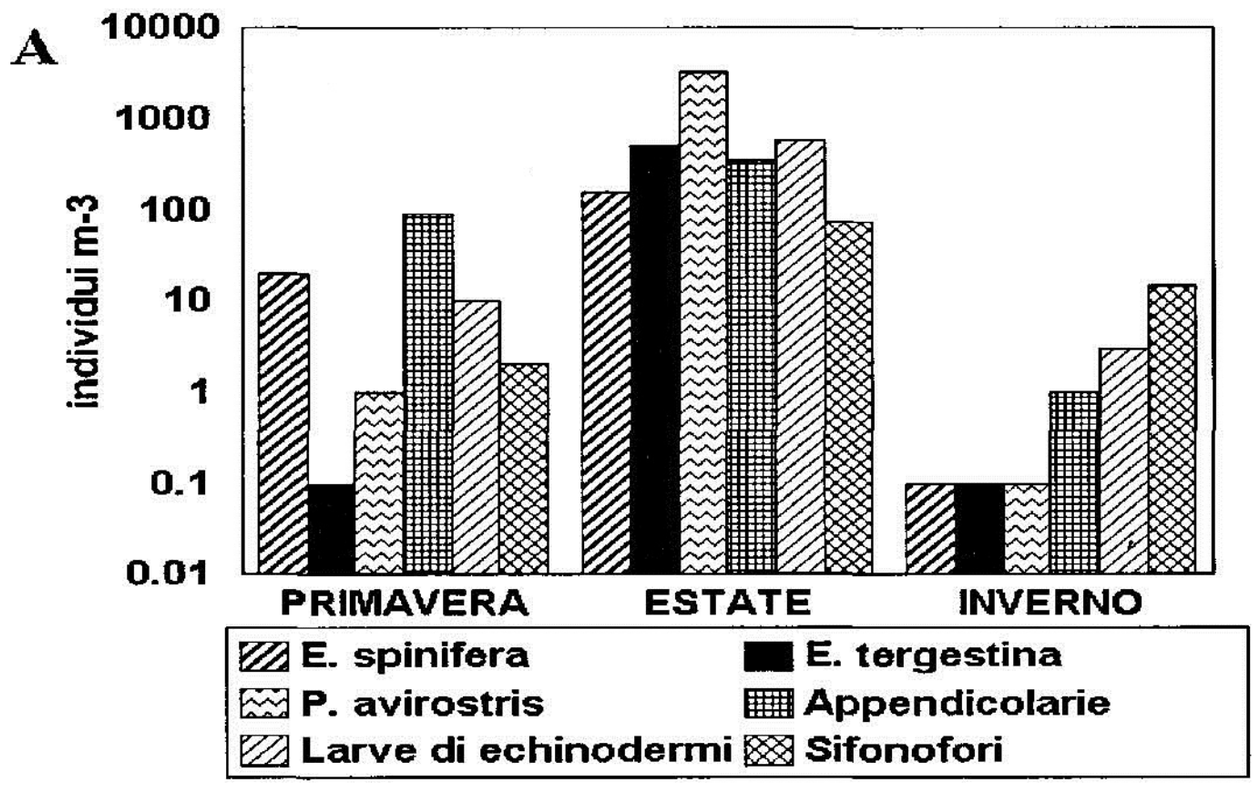
In aprile si afferma, in tutti e tre i siti studiati, il processo di stratificazione della colonna d'acqua che porta alla formazione di un picnoclino che perdura fino ad ottobre (si osservi, ad es., la Fig. 6 relativa alla stazione S3).

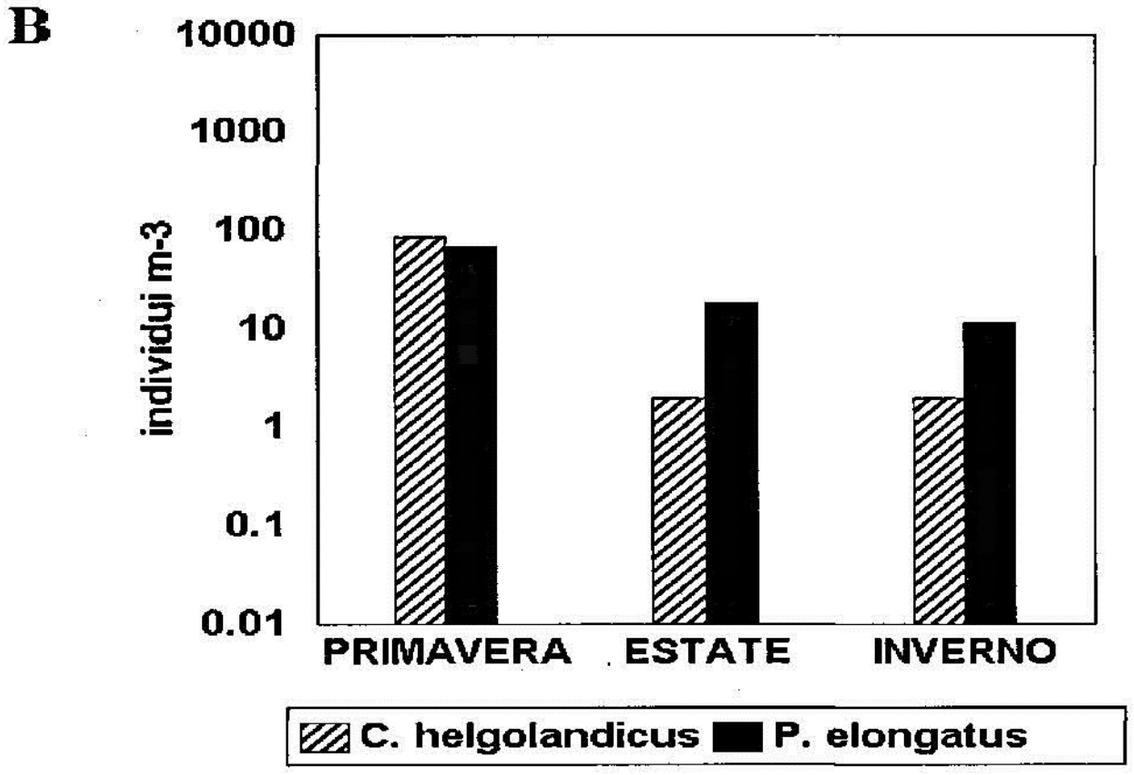
In primavera ed in estate, per mezzo dell'analisi della varianza ad una via, è stato possibile mettere in luce l'esistenza di una differenza significativa nella distribuzione di alcuni taxa all'interno della colonna stratificata (Tab. 2).

In aprile i copepodi, soprattutto *P. parvus* e *O. similis*, sono mediamente più numerosi nei campioni raccolti nelle acque più dense al di sotto del picnoclino (Fig. 7, Tab. 2)

Nella stagione calda *P. avirostris*, che rappresenta la quasi totalità dei cladoceri, è più abbondante al di sopra del picnoclino (Fig. 7, Tab. 2).

In inverno, fatta eccezione per i primi metri che possono subire temporanei apporti superficiali di acque più fredde e meno salate, la colonna d'acqua si





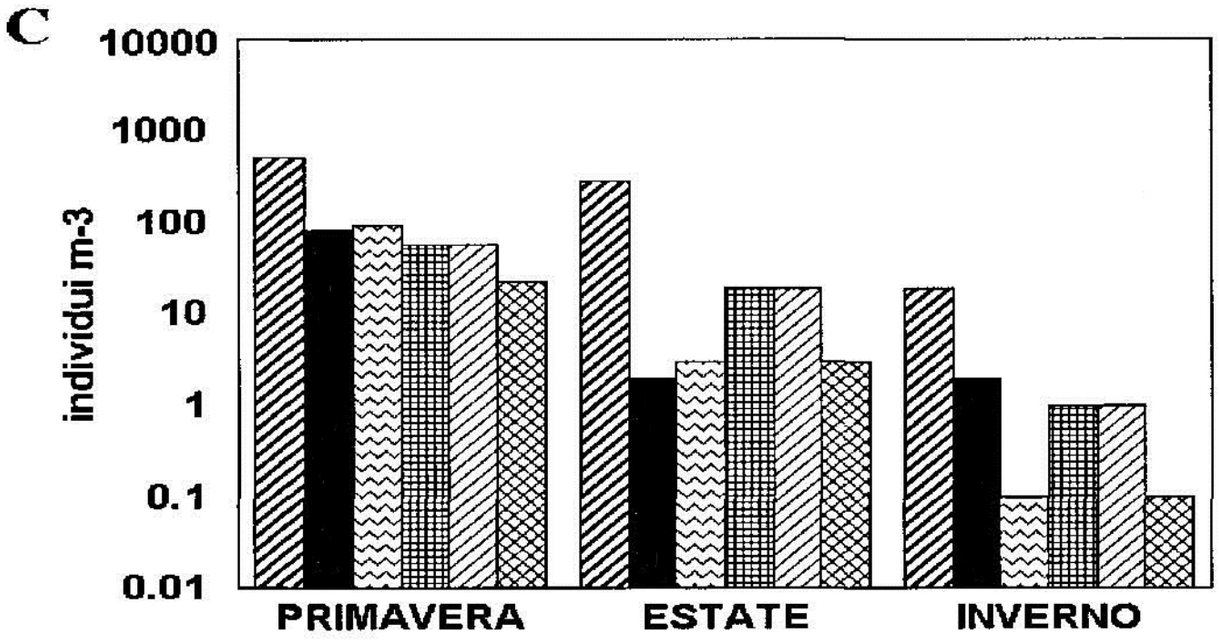




Fig. 4 - Abbondanze medie dei taxa più significativi ai fini dell'ordinamento dei campioni. In A) sono riportati i gruppi tassonomici con valori positivi nel primo autovettore, in B) quelli con valori negativi nel primo autovettore e in C) quelli che presentano valori positivi nel secondo autovettore.

Average abundances of the principal taxonomic groups with positive eigenvalues associated with the first eigenvector (A), negative eigenvalues associated with the first eigevector (B) and positive eigenvalues associated with the second eigevector (B).

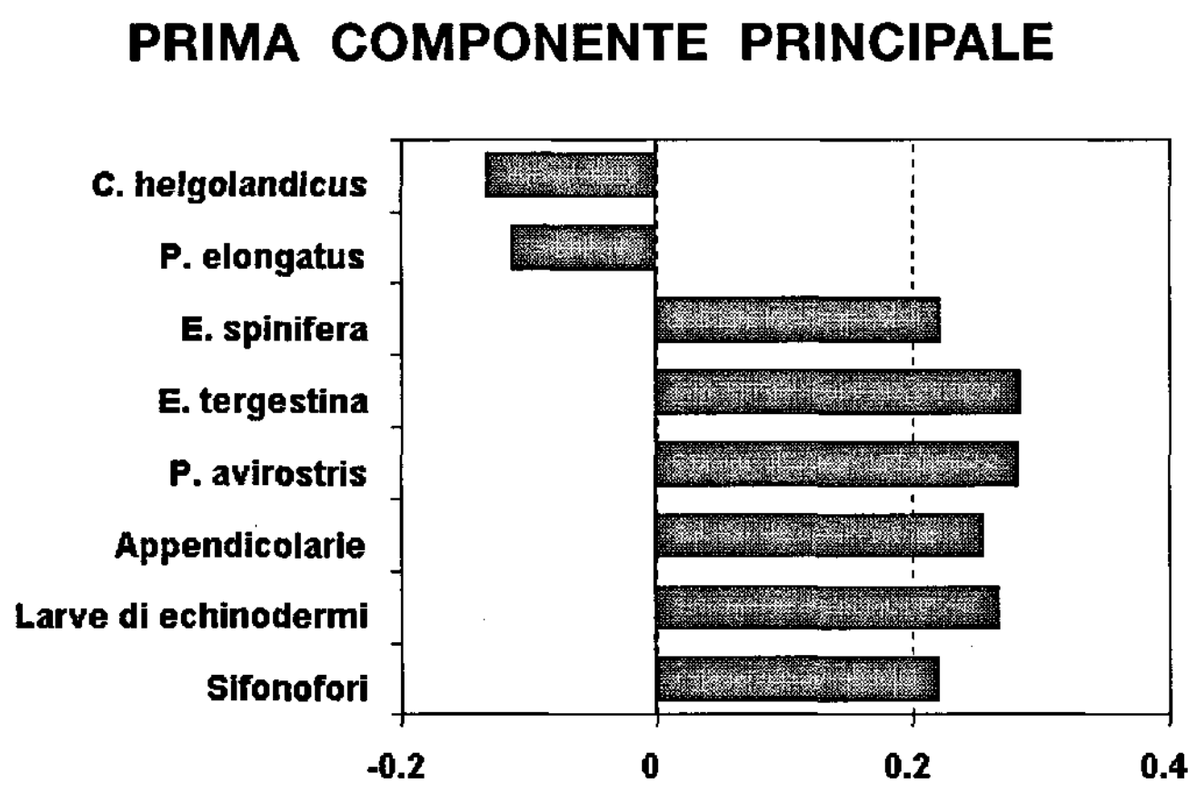


Fig. 5 - PCA: autovettori relativi alle variabili esaminate nella prima e seconda componente principale. I taxa qui indicati sono responsabili della suddivisione dei campioni riportata in Fig. 1.

Eigenvectors (only values associated with the principal taxonomic groups are shown).

presenta rimescolata. In questa stagione l'analisi della varianza non ha permesso di evidenziare differenze statisticamente significative fra campioni zooplanctonici raccolti a differenti profondità.

Discussione e conclusioni

I popolamenti zooplanctonici nelle tre stazioni di prelievo sono risultati simili: le differenze messe in luce per mezzo dell'analisi delle componenti principali non risultano essere legate al sito di campionamento, ma alla successione stagionale.

Nei mesi primaverili e nel periodo estivo è possibile rilevare una differenza all'interno delle comunità zooplanctoniche che vivono nella colonna d'acqua stratificata. Le specie più rappresentative fra i copepodi presentano la tendenza

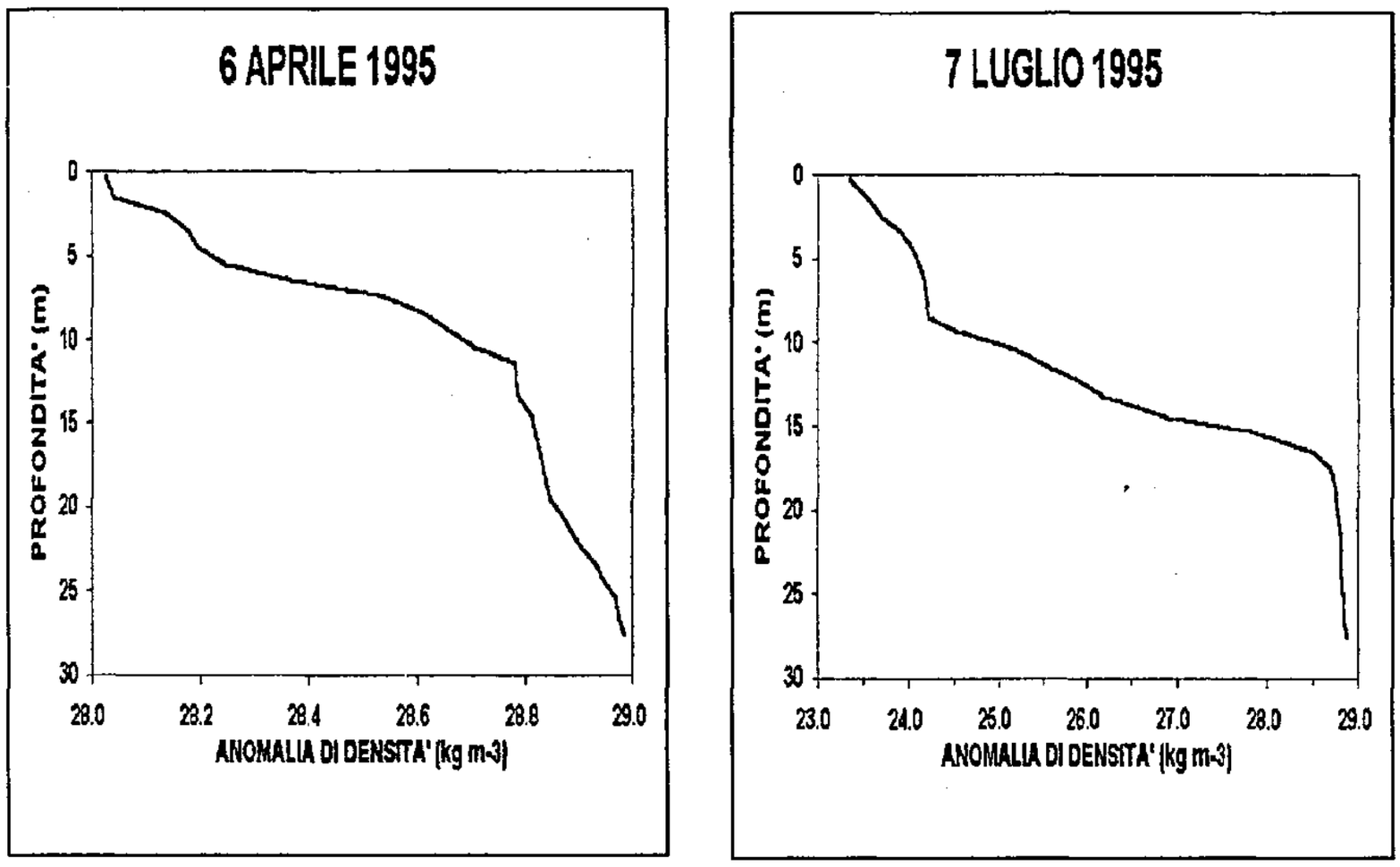


Fig. 6 - Anomalia di densità alla stazione S3: profili verticali nei mesi di aprile, luglio, ottobre e gennaio.

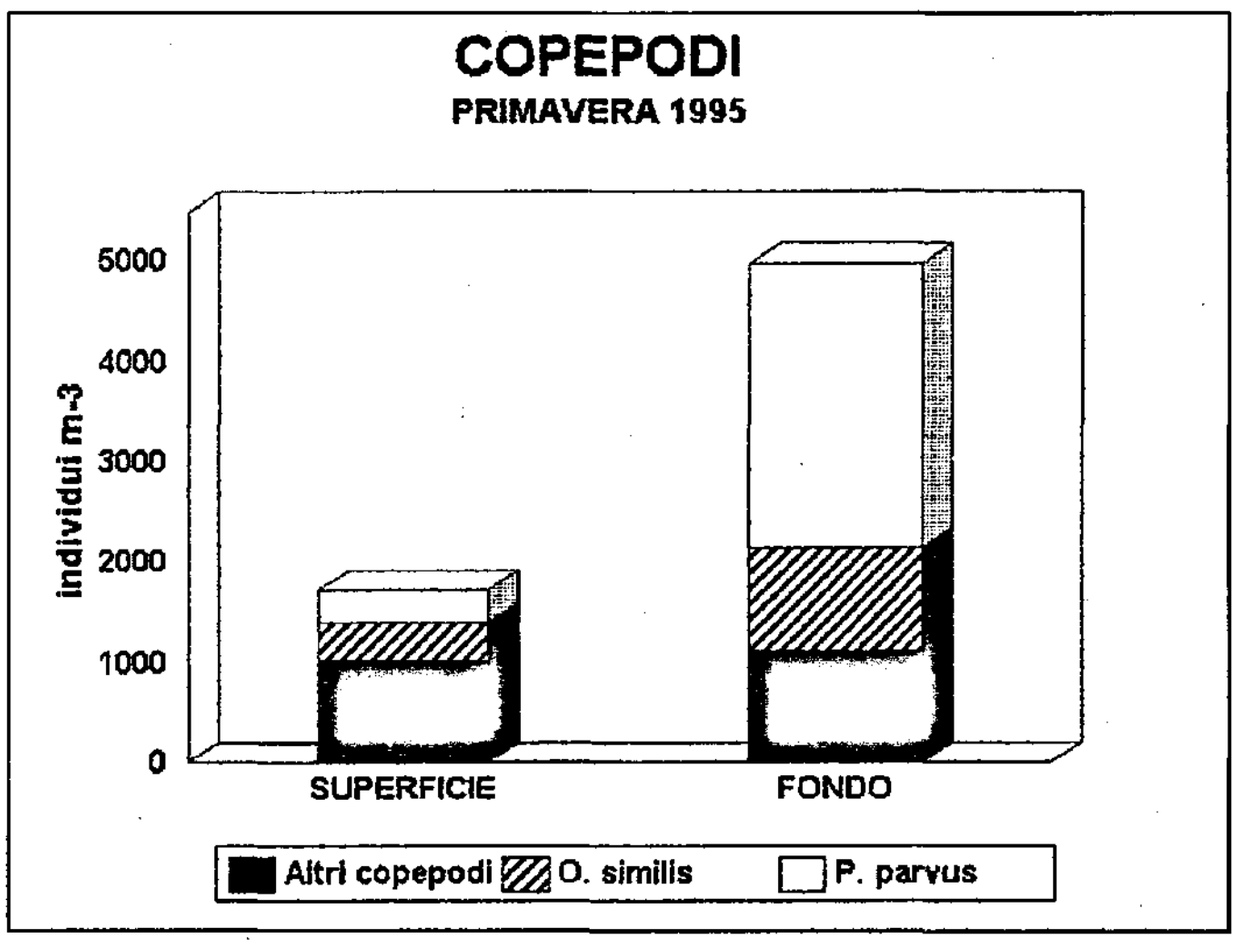
Density anomaly at station S3: vertical profiles in April, July, October and January.

a "risiedere" nelle masse d'acqua più profonde; al contrario i cladoceri, che sono più spiccatamente termofili, si distribuiscono in maggior numero nello strato superficiale delimitato inferiormente dal picnoclino. Per conoscere la distribuzione delle specie nella colonna, appare quindi evidente la maggior efficacia di un prelievo effettuato tramite campionatori a strascico obliquo rispetto a quello attuato per mezzo di pescate verticali dal fondo alla superficie. Ulteriori studi potranno indicare se effettivamente il picnoclino rappresenti una barriera fisica efficace nel separare completamente differenti popolazioni zooplanctoniche.

Tab. 2 - Confronto tra le abbondanze medie dei principali taxa in superficie e sul fondo: risultati dell'analisi della varianza ad una via (F = valori del test di Fisher; P = valori della probabilità).

Comparison between couples of average abundances above and below the pycnocline: ANOVA results (F = values of Fisher's test; P = probability levels).

Copepodi totali	F 1,9 = 7,743	P=0,02
O. similis	F 1,9 = 6,687	P=0,03
P. parvus	F 1,9 = 15,406	P=0,00
Cladoceri totali	F 1,22 = 5,541	P=0,03
P. avirostris	F 1,22 = 4,849	P=0,04



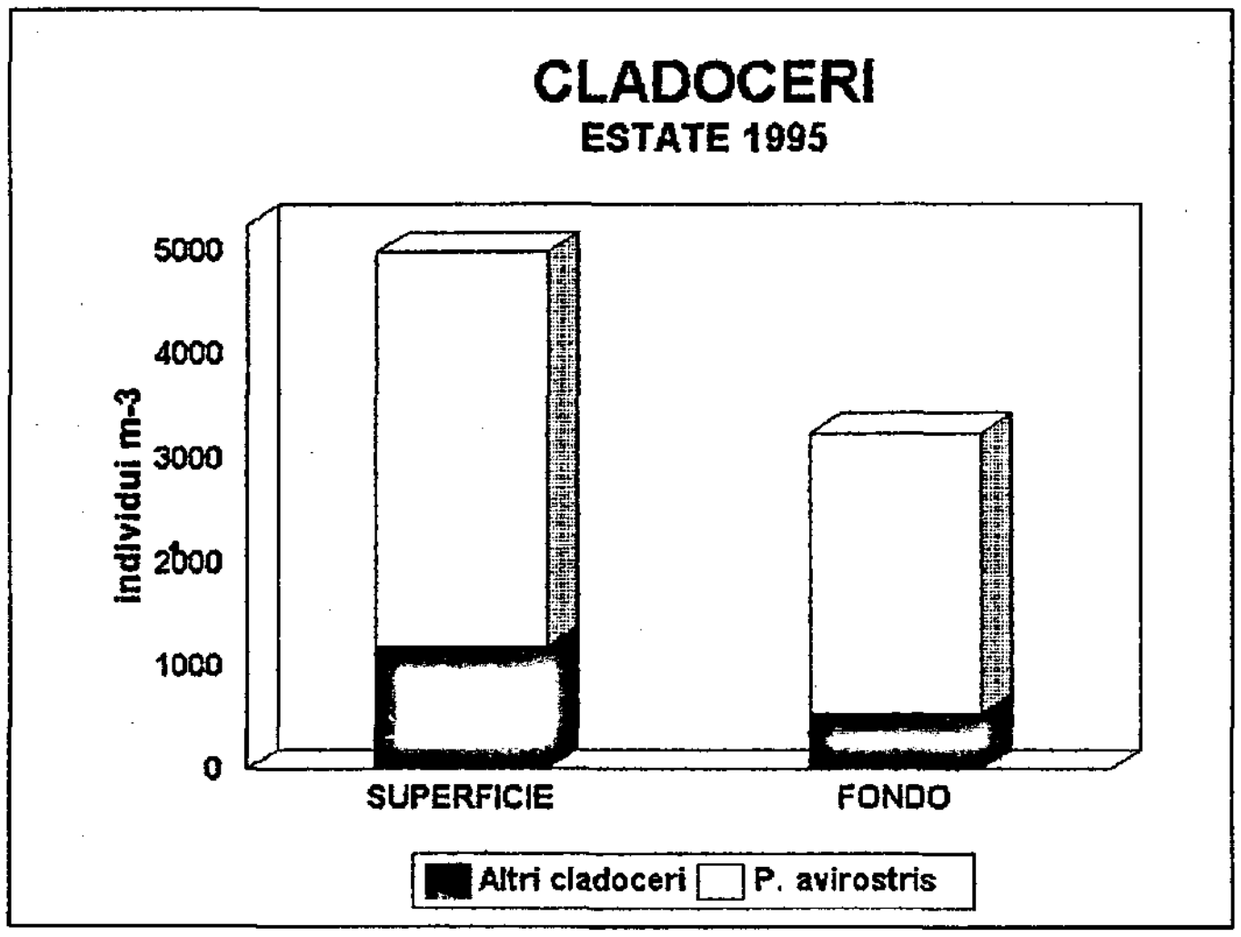


Fig. 7 - Abbondanze medie di copepodi e cladoceri al di sopra e al di sotto del picnoclino. Average abundances of copepods and cladocerans above and below the pycnocline.

Summary

Horizontal zooplankton samples were collected at different depths at three stations in the Northern Adriatic sea to study the structure and vertical distribution of communities in different seasons.

The PLA ordination allowed to study the changes in the community structure. Three seasonal groups of observations were found: group1 includes spring samples, group 2 the summer samples, and group 3 the samples collected during the winter period.

In spring, the zooplankton communities were dominated by the copepods *Paracalanus parvus* and *Acartia clausi*. In summer, the cladoceran *Penilia avirostris* prevailed. *P. parvus* was the most abundant species in the cold season.

During spring and summer, the density structure of water column was stratified and different communities were found in different layers separated by the pycnocline. In spring, the copepods, mainly *P. parvus* and *Oithona similis*, were more abundant below the pycnocline. In the warm season, *P. avirostris* occurred mainly above the pycnocline.

In winter, the water column was mixed and the lack of vertical stability corresponded to a homogeneous distribution of zooplankton communities.

The present work shows that in spring and summer, the samples collected above and below the pycnocline provide more information than vertical hauls from the bottom to the surface.

Bibliografia

CLARKE K.R., WARWICH R.M. (1994) - Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *Natural Environment Research Council,* UK: 1-144.

COMASCHI SCARAMUZZA A., ACRI F., CAVALLONI B. (in stampa) 1997 - Andamento temporale e distribuzione verticale di popolazioni zooplanctoniche nell'Adriatico Settentrionale. *Ambiente Risorse Salute,* **57**: 10-13.

FIELD J.G., CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1982) - A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **8**: 37-52.

FOWLER J., COHEN L. (1993) - *Statistica per ornitologi e naturalisti*. Franco Muzzio & C.: 240 pp.

FRANCO P. (1970) - Oceanography of Northern Adriatic Sea. Hydrologic features: Cruises July-August and October-November 1965. *Archo Oceanogr. Limnol. Supp.*, **16**: 1-93.

FRANCO P. (1972) - Oceanography of Northern Adriatic Sea. Hydrologic features: Cruises July-August and October-November 1965. *Archo Oceanogr. Limnol. Sup.*, **17**: 1-97.

FRANCO P., COMASCHI SCARAMUZZA A. (1976) - Distribuzione dei cladoceri nell'Adriatico Settentrionale. Nota preliminare. *Archo Oceanogr. Limnol. Sup.*, **18**: 425-436.

MATTA J.F., MARSHALL H.G. (1984) - A multivariate analysis of phytoplankton assemblages in the western North Atlantic. *J. Plankton Res.*, **6**: 663-675.

SOCAL G., BIANCHI F. (1989) - Adriatico settentrionale in condizioni di stratificazione. 3. Distribuzione della biomassa e dei popolamenti fitoplanctonici (1983-84). *Boll. Oceanol. teor. appl.*, n. sp.: 93-109.

SOCAL G., FRANCO P. (1995) - L'Adriatico settentrionale. In: *Regione del Veneto, Piano per il rilevamento delle caratteristiche qualitative e quantitative dei corpi idrici della Regione Veneto. Qualità delle acque marine costiere prospicienti la Regione del Veneto. Anni 1991-1993*: 7-12.

Il presente lavoro è stato svolto nell'ambito del programma "PRISMA 1", sottoprogetto "Cicli biogeochimici ed indagini ecofisiologiche", Unità Operativa Istituto di Biologia del Mare - CNR Venezia, responsabile dr. Sandro Rabitti.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 232-238

E. Rizzi, A. Aprea

Laboratorio Provinciale di Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) – 70123 Bari, Italia.

CICLO ANNUALE, DIVERSITÀ E SUCCESSIONE ECOLOGICA DEL FITOPLANCTON NELLE ACQUE COSTIERE DELL'ADRIATICO MERIDIONALE

ANNUAL CYCLE, SPECIES DIVERSITY AND SUCCESSION OF PHYTOPLANKTON IN THE SOUTHERN ADRIATIC COASTAL WATERS

Abstract

The annual cycle of phytoplankton has been studied in the Southern Adriatic Sea. Large variations in the taxonomic composition occurred during the year; diatoms represented 90% of phytoplankton in spring. The phytoplankton succession changed from loosely organized system of small organisms to communities made of large organisms. The diversity indexes (D, S, e) were higher in spring, whereas they were lowest in September.

Key-words: Phytoplankton, Ecological succession, Diversity, Southern Adriatic Sea.

Introduzione

Il fitoplancton delle acque costiere dell'Adriatico meridionale è caratterizzato da una ricchezza di specie e da concentrazioni relativamente ridotte, dovute alle caratteristiche oligotrofiche delle acque (Rizzi *et al.*, 1994).

Essendo noto che le comunità subiscono variazioni della diversità durante la successione stagionale e che successione e diversità variano ciclicamente durante l'anno influenzate dai fattori ambientali, si è voluto esaminare, per la prima volta nell'Adriatico meridionale, la successione ecologica delle specie secondo il modello di Margalef (1967) ed il grado di organizzazione della comunità fitoplantonica per mezzo di indici di diversità (Margalef, Shannon-Weaver, Pielou).

In questo lavoro si riportano i risultati dell'esame di campioni di acque prelevati lungo le coste pugliesi nell'ambito del progetto "PRISMA (Fase 1)" su finanziamento del M.U.R.S.T.

Materiali e metodi

I campioni di fitoplancton sono stati raccolti mensilmente da Aprile 1995 a Marzo 1996 con bottiglie di tipo Niskin della capacità di 5 litri nei transetti di Monopoli, Molfetta, Manfredonia e Vieste.

Per ogni transetto sono stati individuati quattro punti distanti dalla costa 0,5 - 3 - 6 e 10 km e in ciascuno di essi, ove possibile, sono stati effettuati prelievi di acqua in superficie, a -5 m, -10 m e -50 m di profondità (fig. 1).

L'analisi quali-quantitativa del fitoplancton è stata effettuata su campioni di 1 litro, fissati con formaldeide neutralizzata al 4%, secondo la metodologia di Utermhöl (1958) indicata da Zingone *et al.* (1990a).

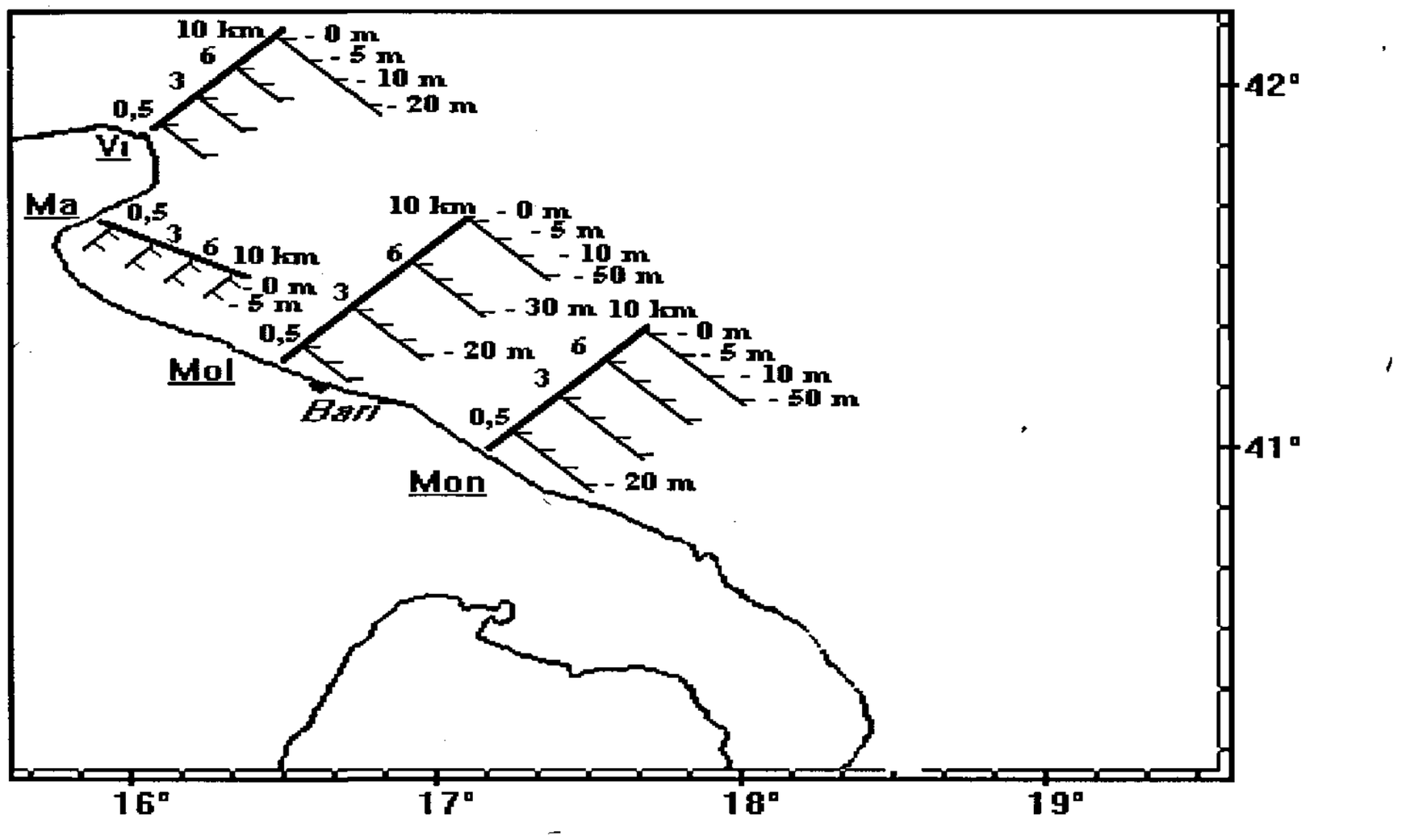


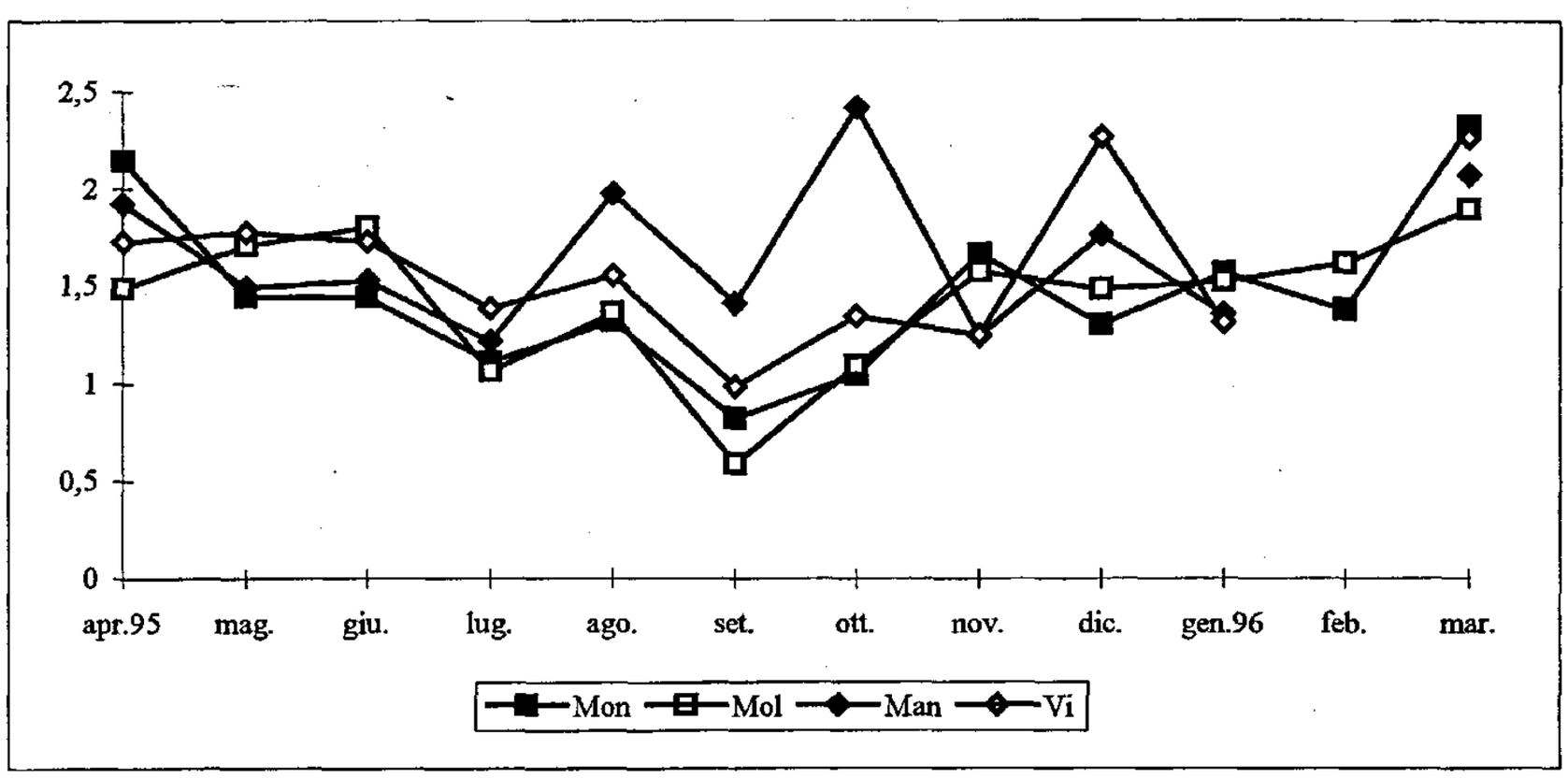
Fig. 1 - Localizzazione delle stazioni di prelievo (Vi = Vieste; Ma = Manfredonia; Mol = Molfetta; Mon = Monopoli).
Location of the study area (Vi = Vieste; Ma = Manfredonia; Mol = Molfetta; Mon = Monopoli).

Risultati

L'andamento annuale del fitoplancton ha mostrato un picco primaverile con valori medi di $283x10^3$ cell/l in aprile 1996, $206x10^3$ cell/l a maggio e $291x10^3$ cell/l a marzo 1997. In estate si aveva una notevole diminuizione della concentrazione, sino a raggiungere un valore minimo di $50x10^3$ cell/l nel mese di luglio. In ottobre si raggiungevano valori di $134x10^3$ cell/l e tali valori si registravano ancora per tutto il periodo autunno-invernale, fatta eccezione per il mese di novembre ($55x10^3$ cell/l). Il valore massimo che si è ottenuto nel mese di gennaio (valore medio $593x10^3$ cell/l) è dovuto ad una proliferazione di *Skeletonema costatum* nella zona di Manfredonia e Vieste, con un picco di $666x10^3$ cell/l a Manfredonia nella stazione di superficie più lontana dalla costa. In questo stesso mese, in tutti i transetti, il genere *Thalassiosira* era quello più abbondante, raggiungendo un massimo di $499x10^3$ cell/l nella stazione di Vieste 4-10. Inoltre, in questo stesso anno, sono state registrate concentrazioni elevate nel mese di agosto ($303x10^3$ cell/l) nei transetti di Monopoli e Molfetta, in cui si è avuta una presenza considerevole di *Chaetoceros affinis* che ha raggiunto un massimo di $676x10^3$ cell/l nella stazione di Molfetta 1-5.

La successione ecologica delle specie subisce, nel Basso Adriatico, graduali cambiamenti nella composizione, passando da un sistema poco organizzato di piccoli individui ad organismi di dimensioni maggiori; contemporaneamente si notano variazioni nell'indice di Margalef. In una prima fase, nel periodo aprile-giugno, predominavano diatomee di piccole dimensioni come *Skeletonema costatum*, *Chaetoceros radicans*, *Leptocylindrus adriaticus*, *Leptocylindrus danicus*, *Leptocylindrus minimus*, *Pseudo-nitzschia delicatissima* e *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*; l'indice assumeva valori compresi tra 1,6 e 1,8 bit/ind. Da

luglio a settembre i valori dell'indice diminuivano sino a raggiungere il minimo a settembre (0,88 bit/ind); in questa seconda fase si aveva una notevole riduzione delle diatomee, rappresentate soprattutto da *Chaetoceros lauderi, Hemiaulus hauckii, Proboscia alata, Bacteriastrum* sp. e *Thalassionema* sp. di dimensioni maggiori. Di contro si aveva un massimo sviluppo dei dinoflagellati con prevalenza di specie mobili a crescita lenta come *Cachonina* sp. e *Ceratium furca* var. *eugrammum, Ceratium fusus* var. *seta* e *Protoperidinium* sp.; i microflagellati rappresentavano la frazione più cospicua del fitoplancton. I valori dell'indice di Margalef tendono ad aumentare nel periodo ottobre-febbraio allorquando si aveva un nuovo aumento delle diatomee, si ritrovavano frequentemente *Cylindroteca closterium, Proboscia alata, Thalassiosira* sp., *Guinardia delicatula, Chaetoceros rostratus, Lauderia annulata* e *Cerataulina pelagica.* Nei mesi di gennaio e febbraio si rinvenivano inoltre i silicoflagellati, soprattutto con la specie *Dictyocha fibula major.* A marzo si aveva il valore più elevato dell'indice (2,12 bit/ind), con la prevalenza di *Chaetoceros decipiens, Bacteriastrum* sp. e *Guinardia delicatula* (Fig. 2).



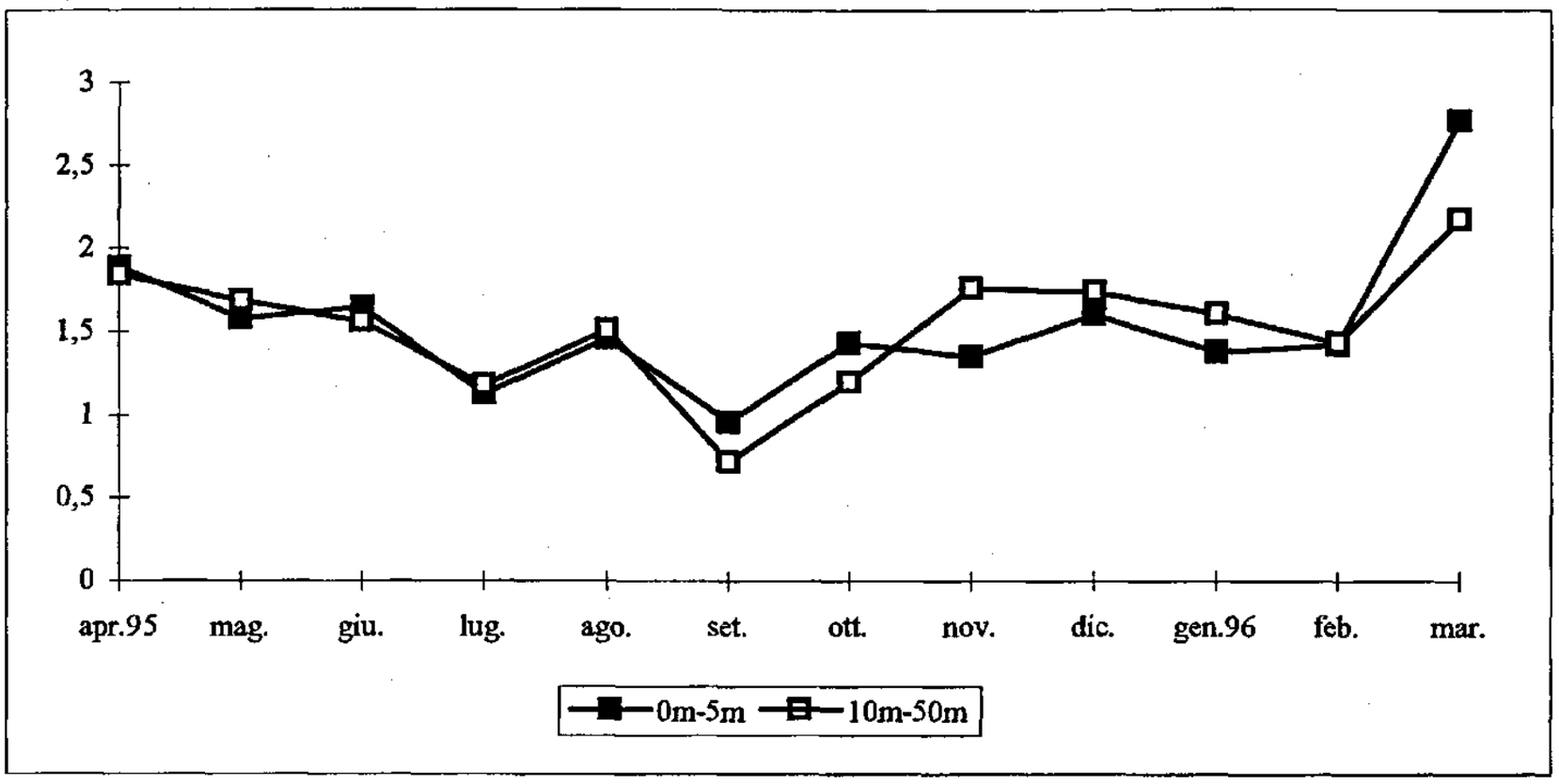


Fig. 2 - Andamento dell'indice di Margalef nei quattro transetti esaminati e alle diverse profondità.
Variations of the Margalef's index in four transepts, at different depths.

L'indice di Shannon-Weaver ha presentato valori medi più alti nei mesi primaverili, allorquando nella popolazione si riscontravano poche specie dominanti, mentre si registrava il valore minimo nel mese di settembre. Si può notare, inoltre, che da novembre a marzo l'indice assume valori inferiori nei campioni di superficie rispetto ai campioni più profondi. Al contempo nei transetti di Monopoli e Molfetta i valori dell'indice risultano inferiori rispetto a quelli di Manfredonia e Vieste (Fig. 3).

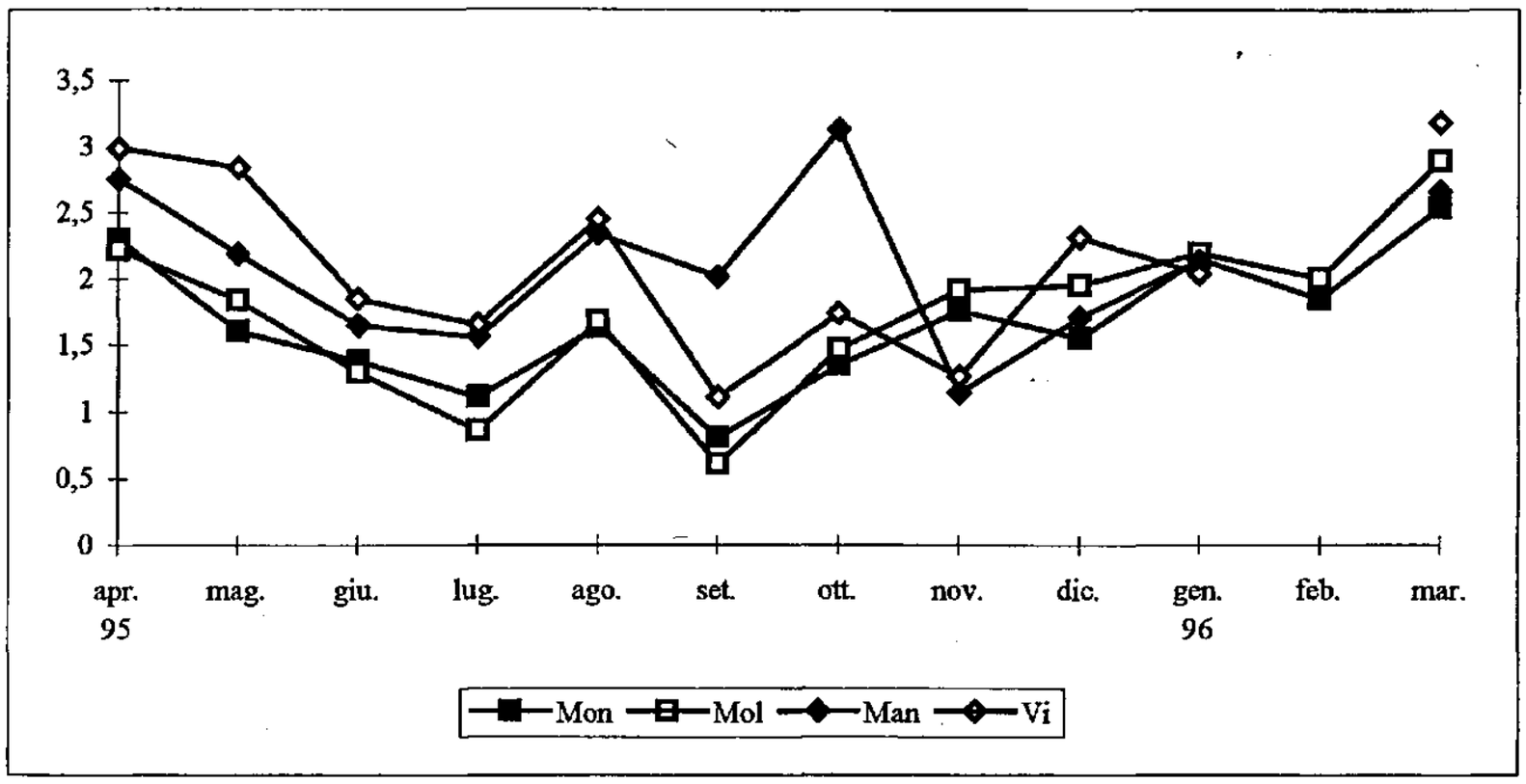
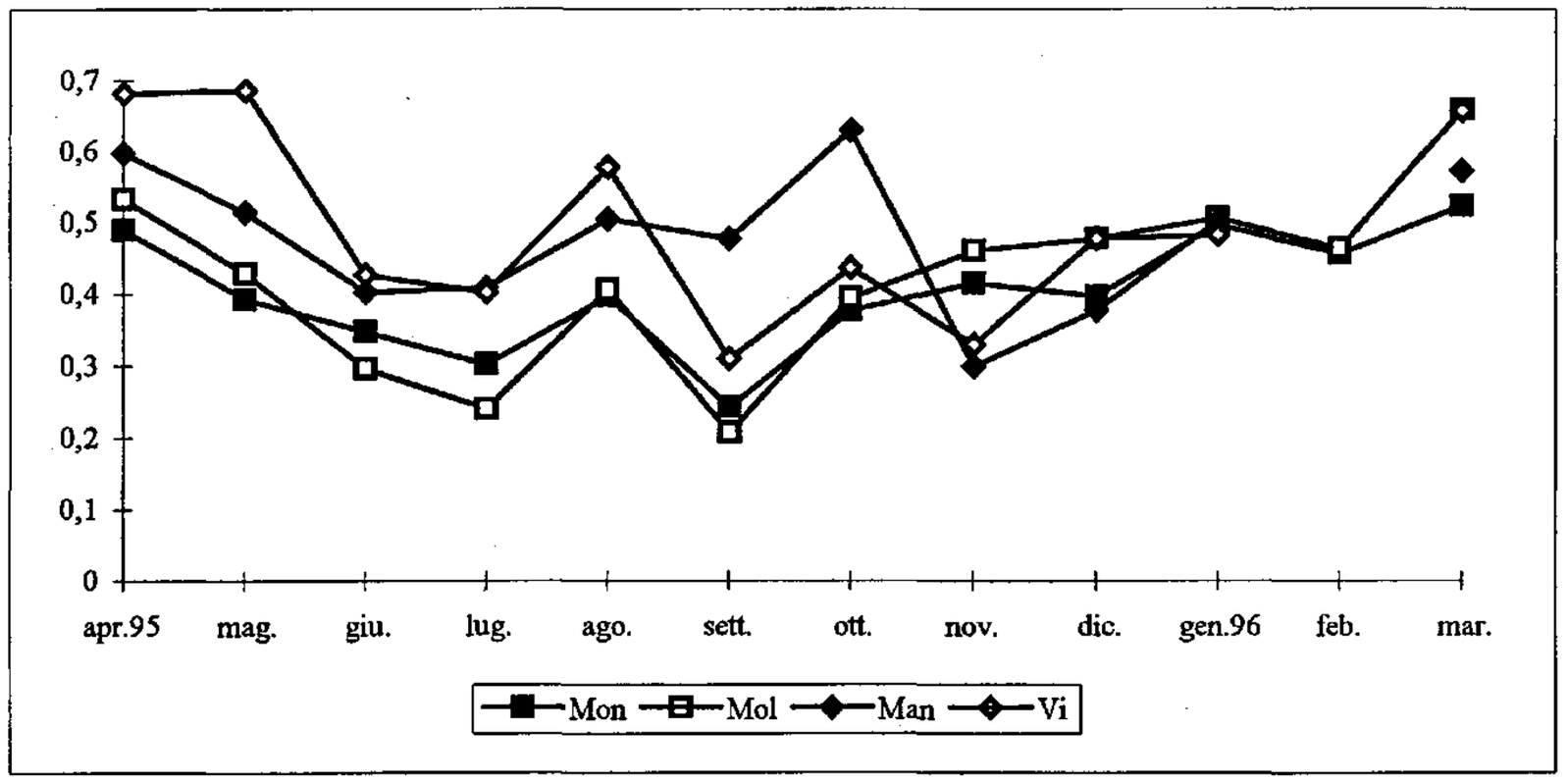


Fig. 3 - Andamento dell'indice di Shannon-Weaver nei quattro transetti esaminati e alle diverse profondità.
Variations of the Shannon-Weaver's index in four transepts, at different depths.

L'indice di Pielou presenta un andamento simile a quello di Shannon-Weaver, con un valore massimo nel mese di marzo (Fig. 4).

In tab. 1 si riportano i valori medi di densità fitoplanctonica e i valori medi degli indici di Margalef, Shannon-Weaver e Pielou.



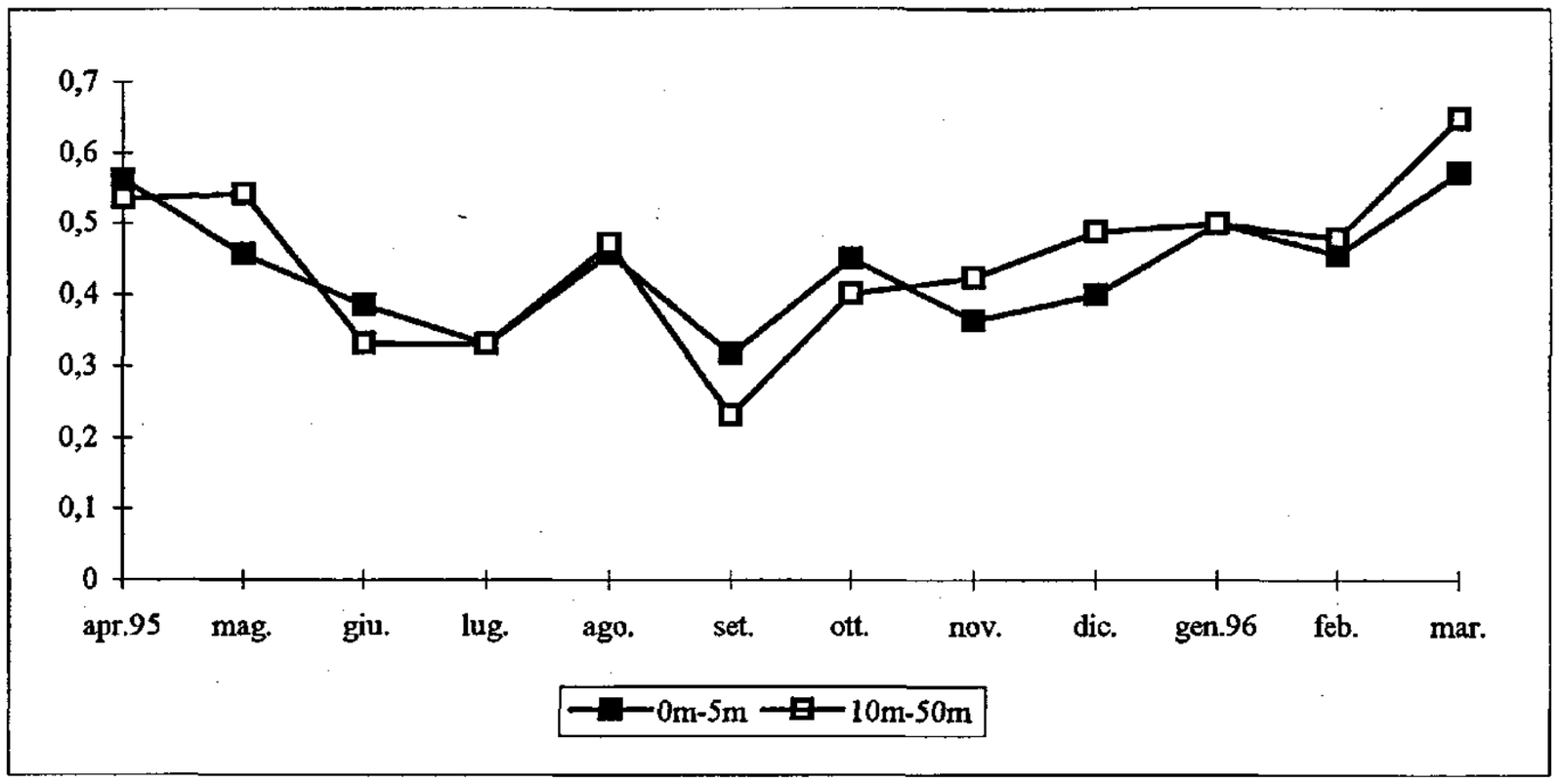


Fig. 4 - Andamento dell'indice di Pielou nei quattro transetti esaminati e alle diverse profondità.
Variations of the Pielou's index in four transepts, at different depths.

Discussione

Il fitoplancton esaminato ha mostrato non solo fluttuazioni quantitative ma anche variazioni nella composizione; in primavera prevalevano, in tutta la zona presa in esame, diatomee che raggiungevano valori mai inferiori all'80%. In estate ed autunno dominavano i microflagellati di piccole dimensioni (<5 μ), inoltre si registrava una discreta presenza di dinoflagellati. In inverno, alle principali classi si aggiungevano coccolitoforidi e silicoflagellati.

In termini di abbondanza, risulta che le popolazioni planctoniche dello strato più superficiale (0-5 m) superavano quelle delle acque più profonde (10-50 m), come osservato anche in altre aree (Zingone *et al.* 1990b).

Due picchi di abbondanza sono stati registrati nei mesi di agosto 1995 e gennaio 1996. Il primo, dovuto a *Chaetoceros affinis,* coincideva con una variazione della concentrazione degli ortofosfati, che passavano da 0,5 μM/l a 0,1 μM/l (Molfetta 1-5 luglio 0,55 μM/l, agosto 0,14 μM/l). A gennaio 1996 la proliferazione di *Skeletonema costatum* coincideva con un aumento dei sali di

Tab. 1 - Valori medi della biomassa fitoplanctonica e degli indici di diversità calcolati nell'anno di indagine.
Annual variations in phytoplankton biomass and diversity indexes.

	Densità	Indici di		
	cell/l	Margalef	Shannon	Pielou
Aprile 1995	283466	1,82	2,47	0,56
Maggio	206290	1,61	2,07	0,49
Giugno	86745	1,63	1,52	0,36
Luglio	50483	1,18	1,25	0,33
Agosto	302877	1,49	1,96	0,46
Ottobre	134694	1,35	1,76	0,44
Novembre	55182	1,48	1,59	0,39
Dicembre	179144	1,68	1,89	0,44
Gennaio	593165	1,46	2,13	0,50
Febbraio	140270	1,54	1,92	0,46
Marzo 1996	291996	2,12	2,82	0,60

azoto e fosforo iniziato nel mese di novembre e con una repentina diminuizione della salinità, che passava da valori medi di 37 a 36 PSU (Manfredonia 4-0 da 36,8 a 35,6 PSU). In un'indagine svolta in precedenza nella stessa zona si era registrata una situazione analoga con due picchi, uno ad agosto a carico di *Chaetoceros perpusillus* ed uno a gennaio sempre dovuto a *Skeletonema costatum* (Rizzi *et al.*, 1994).

L'aumento primaverile della concentrazione fitoplanctonica coincideva con un arricchimento di nutrienti delle acque, dovuto al rimescolamento degli strati più profondi con quelli più superficiali, che comporta un trasporto verticale soprattutto di sali di azoto e fosforo.

Il calo estivo coincideva con un decremento della concentrazione di nitriti, nitrati e fosforo totale nel periodo giugno-ottobre, situazione analoga a quella riscontrata da Ignatides (1969) nella Baia di Salonicco. In questa stagione, inoltre, le diatomee erano poco rappresentate soprattutto nei mesi di luglio, agosto e settembre, periodo in cui si sono registrate le più basse concentrazioni di nitriti e nitrati; una tale relazione è stata verificata da Marzocchi *et al.* (1989) in un'altra area dell'Adriatico.

Gli andamenti dei tre indici di diversità risultano molto simili fra loro. I valori più elevati si hanno nel mese di marzo, mentre i minimi nel mese di settembre, quando si ha la massima stratificazione delle acque. Gli indici di Shannon-Weaver e Pielou non hanno mostrato alcun gradiente lungo la direzione costa-largo, mentre l'indice di Margalef è più elevato nelle stazioni più vicine alla costa da aprile a luglio.

Summary

Phytoplankton population have been studied in the Southern Adriatic sea from April 1995 to March 1996 to assess species composition, temporal succession and diversity. The community structure was generally dominated by small species, mainly diatoms and phytoflagellates.

Changes in diatom concentrations occurred during the annual cycle; a diatom bloom was recorded all along the spring period (90% of the whole phytoplankton population), followed by a sharp quantitative and qualitative decline of diatoms in summer (30% of the whole phytoplankton population). Two anomalous blooms of *Chaetoceros affinis* and *Skeletonema costatum* were observed in August 1995 and January 1996 respectively.

The phytoplankton succession consisted in a gradual change in the community composition from loosely organized system of small organisms (*Skeletonema costatum*, *Chaetoceros radicans*, *Leptocylindrus adriaticus*, *Leptocylindrus danicus*, *Leptocylindrus minimus*, *Pseudo-nitzschia delicatissima* e *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*) to communities dominated by large organisms (*Cylindroteca closterium*, *Proboscia alata*, *Thalassiosira* sp., *Guinardia delicatula*, *Chaetoceros rostratus*, *Lauderia annulata* e *Cerataulina pelagica*). At the same time, variations of Margalef's index (d) were observed. It attained its minimum value in Settember (0,8 bit/ind.) and maximum in March (2,12 bit/ind). A similar trend was observed for Shannon's and Pielou's indexes.

Bibliografia

IGNATIDES L. (1969) - Annual cycle, species diversity and succession of phytoplankton in lower Saronicos Bay, Aegean Sea. *Mar. Biol.*, **3**: 196-200.

MARGALEF R. (1967) - Some concepts relative to the organization of plankton. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **5**: 257-289.

MARZOCCHI M., ARTEGIANI A., SOLAZZI A., CAVOLO F., MORBIDONI M., SANDI A., DELLA SALA C. (1989) - Variazioni annuali dei popolamenti fitoplanctonici e dei paprmetri ambientali nella baia di Portonovo (Ancona) 1982-86. *Nova Thalassia.*, **10** (Suppl.1): 125-133.

RIZZI E., PAPARELLA P., MARANO G., MARTINO G. (1994) - Popolamenti fitoplanctonici nell'Adriatico meridionale. *Biol. Mar. Medit.*, **1** (1): 195-199.

UTERMÖHL H. (1858) - Zur Vervolkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. int. Ver. theor. angew. Limnol.*, **9**: 1-38.

ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990) - Fitoplancton. In INNAMORATI M., FERRARA I., MARINO D., D'ALCALÀ M. (eds) *Metodi nell'ecologia del plancton marino. Nova Thalassia*, **11**: 183-198.

ZINGONE A., MONTRESOR M., MARINO D. (1990) - Summer phytoplankton physionomy in coastal waters of the Gulf of Naples. *Mar. Ecol. P.S.Z.N.I.*, **11** (2): 157-172.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 239-245

C. Caroppo, A. Fiocca*, P. Sammarco*, M. Pastore**, G. Magazzù**

C.N.R. - Istituto per lo Studio degli Ecosistemi Costieri, Via Pola 4 - 71010 Lesina (FG), Italia.
*Dipartimento di Biologia, Università degli Studi, Via Monteroni - 73100 Lecce, Italia.
**C.N.R. - Istituto Sperimentale Talassografico "A. Cerruti", Via Roma 3 - 74100 Taranto, Italia.

EVOLUZIONE DELLE COMUNITÀ FITOPLANCTONICHE COSTIERE NELL'ADRIATICO MERIDIONALE

COASTAL DEVELOPMENT OF PHYTOPLANKTON COMMUNITIES IN SOUTH ADRIATIC SEA

Abstract

In South Adriatic Sea monthly samplings for phytoplankton and chlorophyll a analysis were carried out from April 1995 to March 1996. Phytoplankton cell densities varied in a wide range from 9 · 10^3 · cells dm^{-3} to 1,093 · 10^3 · cells dm^{-3}. Diatoms were present throughout the whole year and represented the majority of the phytoplankton population (45.7%) together with phytoflagellates (39.8%), while dinoflagellates and coccolithophorids reached 10.5% and 4% of the whole population, respectively. The trend of the observed species was evaluated using Shannon-Weaver diversity index (H'), which averaged 2.79 ± 0.52. Biomass level (in terms of chlorophyll a) resulted very low, with values ranging between 0.01 µg dm^{-3} (August 1995) and 1.8 mg dm^{-3} (February 1996).

Key-words: Adriatic Sea, eutrophication, phytoplankton biomass and successions.

Introduzione

Il Mar Adriatico meridionale è sede di un intenso rimescolamento tra masse d'acqua con caratteristiche termoaline differenti che transitano nei due sensi attraverso il Canale d'Otranto. Qui il flusso in uscita verso lo Ionio è costituito da Acque Adriatiche Superficiali (A.S.W.) sovrapposte ad Acque Adriatiche Profonde (A.D.W.), presenti lungo le coste occidentali italiane, mentre quelle in entrata da Acque Ioniche Superficiali (I.S.W.) e da Acque Intermedie Levantine (L.I.W.) ingredienti nel bacino principalmente lungo le coste orientali greche e albanesi (Lavenia *et al.*, 1983; Orlic *et al.*, 1992; Zore-Armanda, 1969). Nella parte centrale del Canale si instaurano, in rapporto al periodo stagionale e alle condizioni anemonologiche, delle strutture a vortice (*eddies*) oscillanti fra le due coste (Gacic *et al.*, 1996).

Gli scambi tra queste masse d'acqua e il gradiente di densità che di conseguenza si forma, condizionano l'abbondanza e la distribuzione dei popolamenti fitoplanctonici nel corso dell'anno in tutto il Mar Adriatico (Pucher-Petkovic e Zore-Armanda, 1973; Revelante e Gilmartin, 1977; Vilicic 1989) e particolarmente in quello meridionale (Vilicic *et al.*, 1995).

Questo lavoro riguarda uno studio delle comunità e della biomassa fitoplanctonica nel tratto di costa del Salento, effettuato nell'ambito del programma "PRISMA 1".

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati condotti con periodicità mensile (da aprile '95 a marzo '96) in quattro stazioni localizzate su quattro transetti del Mar Adriatico

meridionale: Brindisi, S. Cataldo (Lecce), Otranto e S. Maria di Leuca (Fig. 1). I campioni sono stati prelevati a quattro quote diverse (0, 5, 10 e 50 m, ove consentito dalla batimetria), utilizzando una bottiglia NISKIN della capacità di 5 l.

Le analisi della clorofilla *a* sono state effettuate seguendo le metodiche di Parsons *et al.* (1984).

I campioni per l'analisi del fitoplancton, appena raccolti, sono stati immediatamente fissati con una soluzione iodata di ioduro di potassio (Lugol), quindi esaminati al microscopio rovesciato mod. Labovert FS Leitz, utilizzando il metodo descritto da Utermöhl (1958). La diversità della comunità è stata calcolata mediante l'applicazione dell'indice H' di Shannon e Weaver (1949).

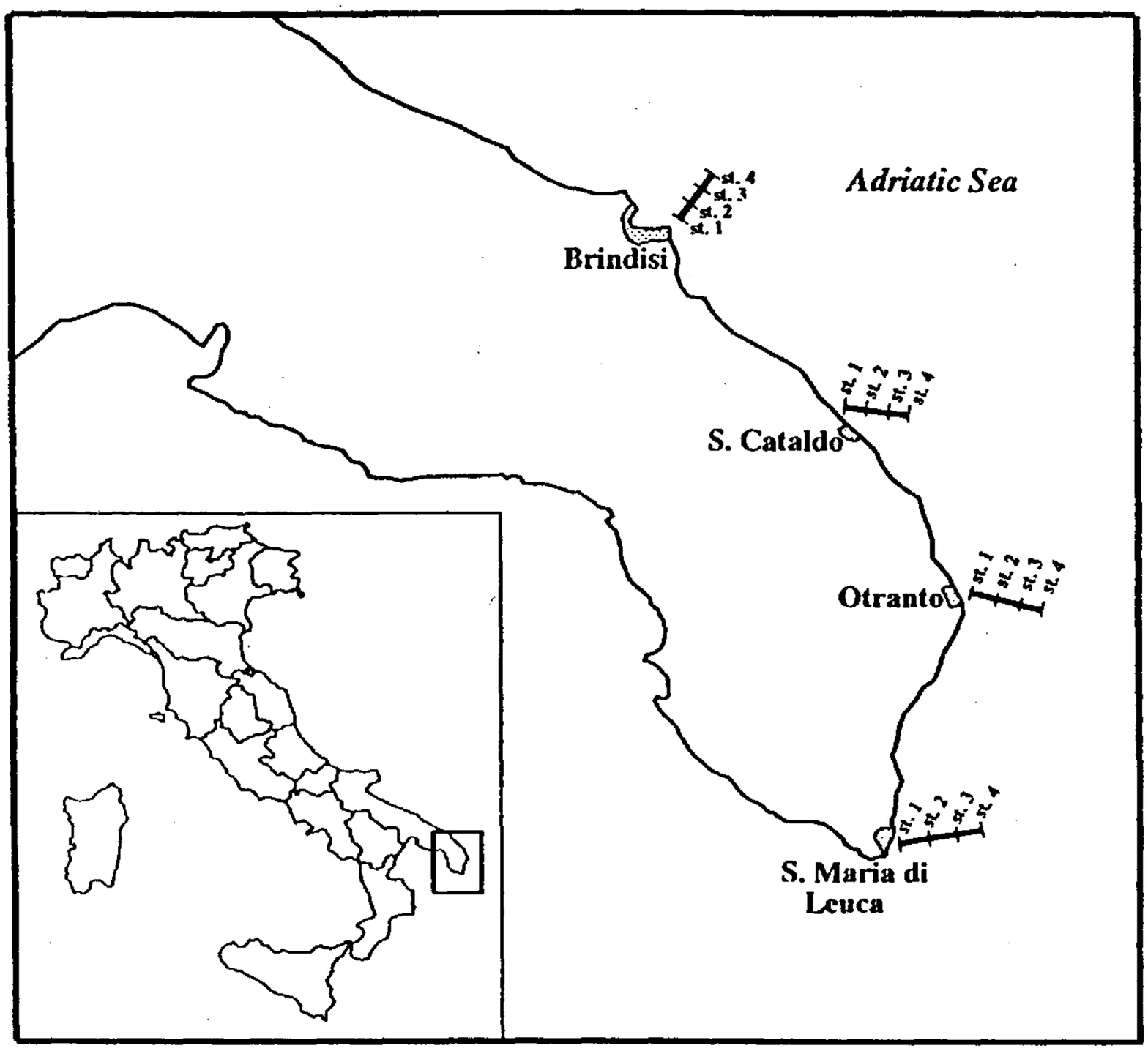


Fig. 1 - Localizzazione delle stazioni di campionamento.
Sampling station location.

Risultati

La distribuzione dell'abbondanza delle cellule fitoplanctoniche rinvenute nei quattro transetti del Mar Adriatico meridionale ha mostrato le densità più elevate nell'area di Brindisi e S. Cataldo (Fig. 2). Dal punto di vista quantitativo si è osservato che i valori oscillavano ampiamente da un minimo di $9 \cdot 10^3$ dm^{-3} (ottobre '95) fino ad un massimo di $1.093 \cdot 10^3$ cell dm^{-3} (febbraio '96).

In particolare, per quasi tutto il corso dell'anno, le densità medie, piuttosto stabili, risultavano intorno a $80 \cdot 10^3$ cell dm^{-3}, tranne qualche eccezione nel

transetto di Brindisi, mentre a partire da dicembre si assisteva ad una ripresa dei valori particolarmente accentuata nei transetti di S. Cataldo ed Otranto.

In totale sono state identificate 220 specie di cui 94 appartenenti alle diatomee, 110 ai dinoflagellati, 10 ai coccolitoforidi e 6 ai fitoflagellati. Le diatomee, presenti praticamente durante tutto l'anno, rappresentavano la componente più cospicua del popolamento (45,7%), soprattutto nell'area settentrionale (Brindisi, 51%) insieme ai fitoflagellati (39,8%), mentre dinoflagellati e coccolitoforidi raggiungevano rispettivamente il 10,5% ed il 4%.

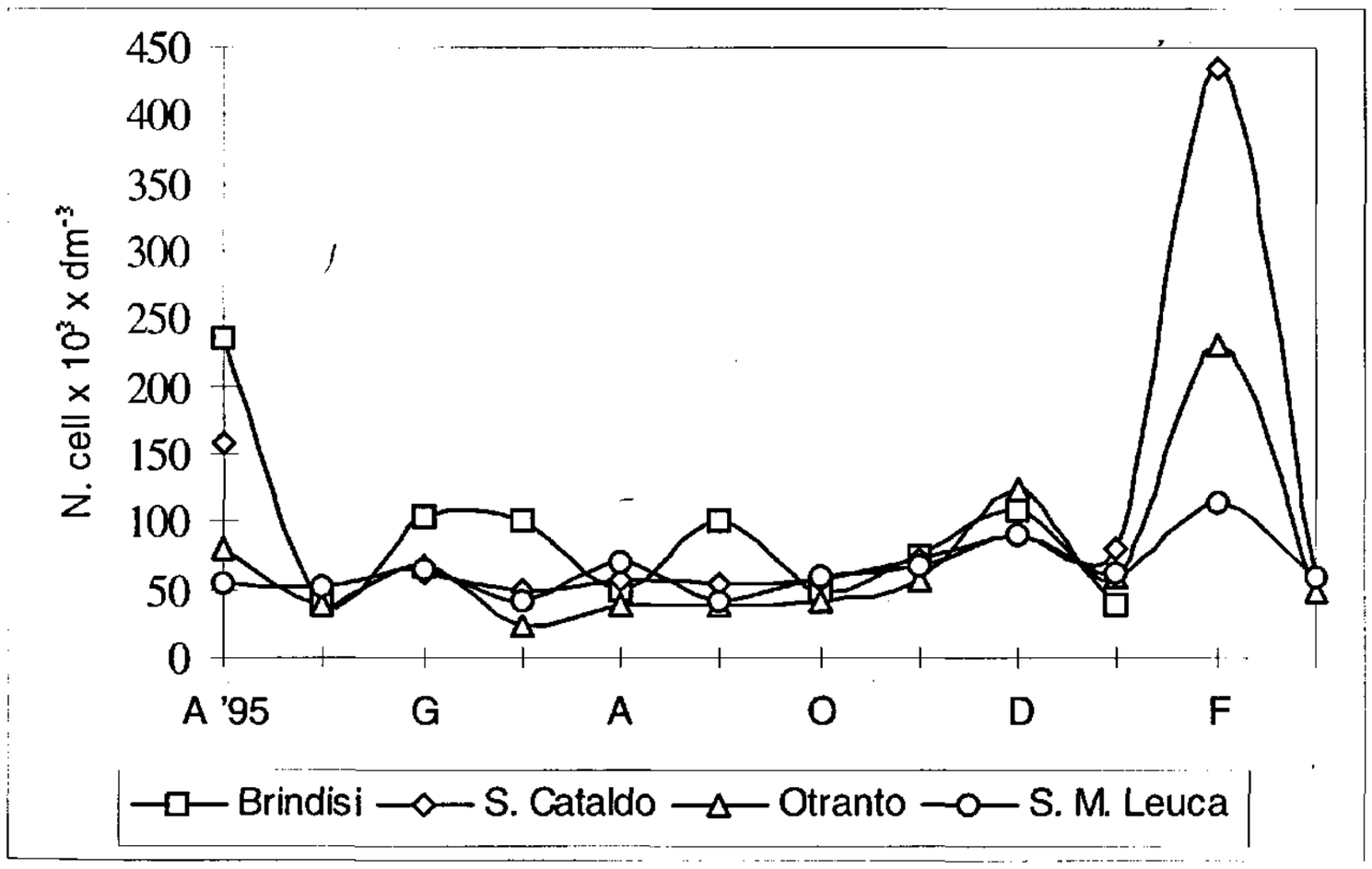


Fig. 2 - Andamento annuale (aprile '95 - marzo '96) delle densità fitoplanctoniche in cell $\cdot 10^3$ dm^{-3} (medie ponderate fra 0 e 50 m) rinvenute nei transetti del Mar Adriatico meridionale.

Annual trend (April 1995 - March 1996) of phytoplankton densities in cells $\cdot$ 10^3 dm^3 (weighted average from 0 to 50 m) observed in South Adriatic Sea transects.

L'andamento dell'indice di diversità, che rappresenta l'evoluzione delle cenosi fitoplanctoniche attraverso le varie fasi della successione, mostrava un valore medio tipico delle aree costiere temperate (H' = 2,79 ± 0,52). In particolare si assisteva ad un graduale aumento a partire dal periodo primaverile (H' = 2,20 ± 0,53), caratterizzato da una cenosi allo stadio iniziale della successione, con una o poche specie dominanti, fino al periodo invernale dell'anno successivo in cui, nonostante la fioritura a febbraio della diatomea *Skeletonema costatum,* si aveva una distribuzione più equilibrata dell'abbondanza fra le diverse specie presenti con un valore medio di H' = 3,39 ± 0,26. La presenza dei fitoflagellati, di difficile identificazione e differenziati il più delle volte in base alle dimensioni, sicuramente condizionavano il valore dell'indice di diversità, per cui si è ritenuto opportuno calcolare lo stesso escludendo questa importante componente della comunità fitoplanctonica. I risultati hanno evidenziato un valore medio per tutto il ciclo più elevato (H' = 3,10 ± 0,28) rispetto a quello che includeva i fitoflagellati, con un andamento piuttosto costante nel corso dell'anno.

Considerando la successione delle classi nell'intera area di studio si è osservato che nel periodo primaverile i fitoflagellati risultavano dominanti (51,5%)

insieme alle diatomee (37,2%), mentre coccolitoforidi (6,2%) e dinoflagellati (5,1%) assumevano valori percentuali esigui.

La comunità rinvenuta in questo periodo si trovava in una fase di transizione, essendo rappresentata oltre che da specie pioniere, tipiche del I stadio della successione *sensu* Margalef (1963) (*Skeletonema costatum*, *Leptocylindrus danicus* e *Guinardia delicatula*), anche da quelle della fase terminale della successione (*Pseudo-nitzschia delicatissima, Gymnodinium* e *Gyrodinium* spp).

In estate le percentuali relative ai fitoflagellati continuavano ad essere le più elevate (52%), le diatomee si riducevano lievemente (34%) a favore dei dinoflagellati che dal 6% del periodo precedente raggiungevano il 9%, mentre i coccolitoforidi costituivano ancora il 5%. La comunità in questo periodo appariva leggermente più diversificata (H' = 2,58 ± 0,39) e procedeva nella successione favorendo soprattutto i dinoflagellati, caratterizzati dall'estate fino all'inverno da un incremento del numero di specie tra le quali comparivano *Ceratium furca*, *C. fusus*, *Prorocentrum* spp. e *Protoperidinium* spp.

Nei mesi autunnali ritornava la dominanza delle diatomee che raggiungevano percentualmente i valori più elevati (57,6%), sebbene i fitoflagellati apparissero ancora una componente importante (36,1%) del popolamento. I dinoflagellati si riducevano lievemente (5,4%) mentre i coccolitoforidi quasi scomparivano (0,9%). Durante questo periodo si affermavano le specie tipiche dell'ultima fase della successione, come le diatomee *Hemiaulus hauckii* ed *H. sinenis* ed i dinoflagellati *Ceratium tripos*, *Phalacroma rotundatum* e *Dinophysis* spp.

Nel periodo invernale, infine, si aveva un altro mutamento della composizione della biocenosi fitoplanctonica: le diatomee erano ancora dominanti con il 51,6% e davano luogo alla fioritura stagionale di *Skeletonema costatum* (fino al 70% della popolazione totale), aumentavano i dinoflagellati che raggiungevano il massimo annuale di 21,2% e i coccolitoforidi (4,4%), mentre i fitoflagellati costituivano il 22,8%, la percentuale più bassa di tutto l'anno.

La comunità in questo periodo appariva più matura, in accordo con gli elevati valori di diversità ed iniziava un nuovo ciclo dovuto alla presenza di specie pioniere quali Sk*eletonema costatum* e *Thalassiosira* sp.

La concentrazione della biomassa fitoplanctonica espressa come clorofilla *a* risultava molto modesta, con valori compresi fra un minimo di 0,01 µg Chl*a* dm^{-3} (agosto '95) ed un massimo di 1,8 µg Chl*a* dm^{-3} (febbraio '96).

Le stazioni a maggiore biomassa risultavano, analogamente a quanto osservato per le densità cellulari, quelle più prossime alla riva. La fioritura stagionale sembrava iniziare a dicembre nelle acque del largo (stazioni tipo 4), in modo più evidente per la biomassa, per giungere, dopo una breve flessione a gennaio, al massimo stagionale di febbraio di entrambi i parametri (cell dm^{-3} e µg Chl*a* dm^{-3}) nelle acque più prossime alla costa (Fig. 3a e 3b). Il massimo di biomassa a dicembre era imputabile essenzialmente alle stazioni tipo 4 dei transetti di Otranto e S. Maria di Leuca.

Si può ipotizzare in queste stazioni, situate nella zona di scambio del Canale d'Otranto, acque più ricche di nutrienti e con caratteristiche termoaline peculiari (Fiocca *et al.*, 1998) influenzino positivamente lo sviluppo fitoplanctonico. Nei due restanti transetti di Brindisi e S. Cataldo, di norma, erano le stazioni più prossime alla costa a raggiungere i valori più elevati di biomassa; la fioritura di febbraio appariva molto netta anche se nei mesi invernali (novembre a S. Cataldo e dicembre a Brindisi) si osservavano dei massimi isolati in rapporto,

probabilmente, alla diffusione delle acque urbane delle città di Lecce e Brindisi.

Conclusioni

Da un punto di vista quantitativo la comunità fitoplanctonica ha mostrato densità tipiche delle acque oligotrofiche, anche se sono state osservate fioriture localizzate nei transetti di Brindisi e S. Cataldo.

Le diatomee, che solitamente prediligono le zone ricche di nutrienti hanno raggiunto percentualmente e numericamente i valori più elevati nell'area di Brindisi, talvolta influenzata da apporti urbani (Fiocca *et al.*, 1998), mentre fitoflagellati

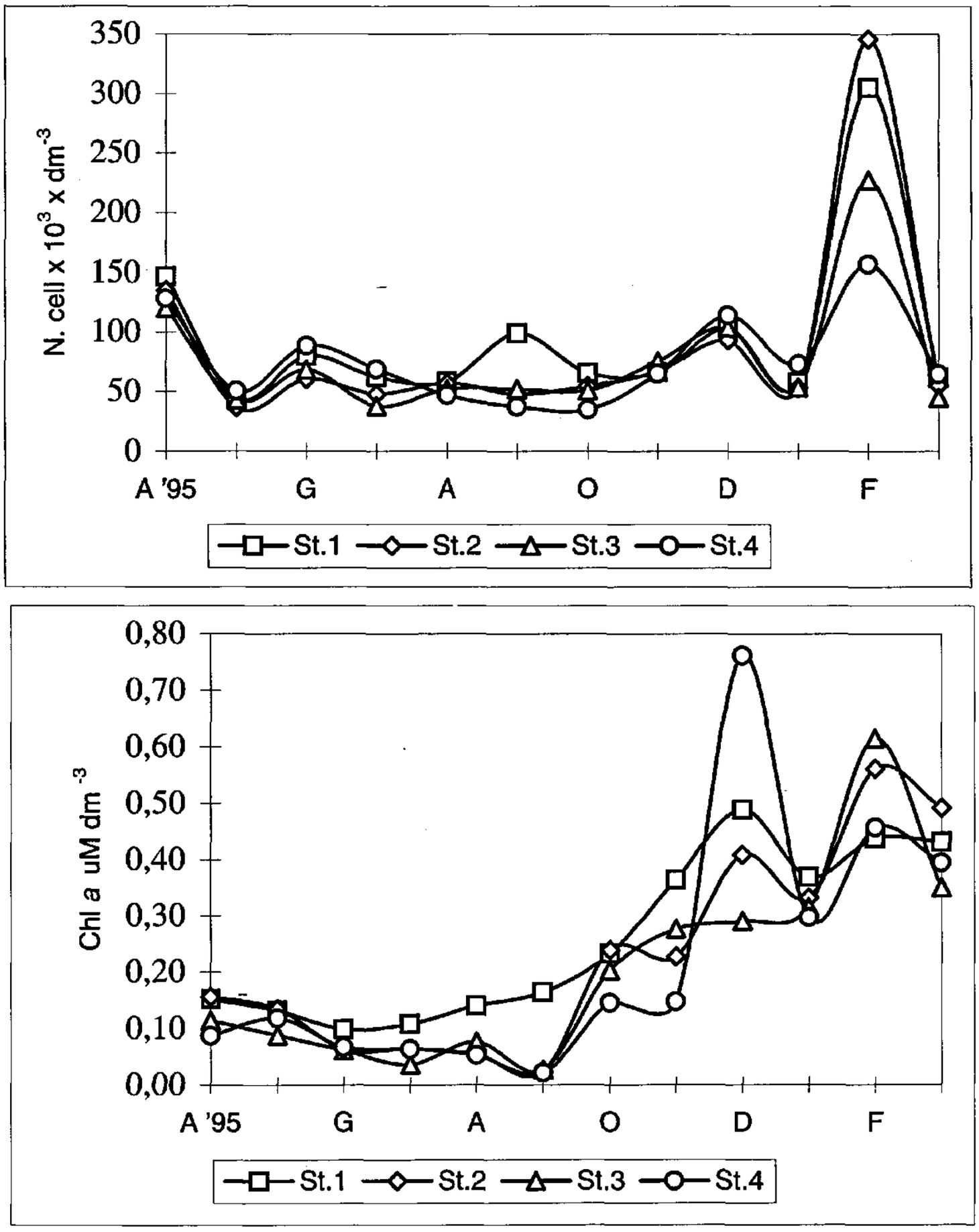


Fig. 3 - Andamento annuale (aprile '95 - marzo '96) delle densità (a) in cell · 10^3 dm^{-3} e della biomassa fitoplanctonica (b) in µg Chl*a* dm^{-3} (medie ponderate fra 0 e 50 m) rinvenute nei transetti del Mar Adriatico meridionale.

Annual trend (April 1995 - March 1996) of phytoplankton densities (a) in cells · 10^3 dm^{-3} and biomass (b) in µg Chla dm^{-3} (weighted average from 0 to 50 m) observed in South Adriatic Sea transects.

e coccolitoforidi hanno prevalso nell' area meridionale di S. Maria di Leuca, caratterizzata da una marcata oligotrofia. Inoltre, le specie rinvenute sono state quelle tipiche delle acque mediterranee (Marino, 1988); in particolare l'associazione *Chaetoceros-Rhizosolenia*, caratteristica del Bacino Orientale (Kimor, 1983; Kimor *et al.*, 1987) è stata osservata per quasi tutto il corso dell'anno, come segnalato anche da Vilicic *et al.* (1995).

La concentrazione della biomassa fitoplanctonica lungo le coste adriatiche salentine, non ha raggiunto, neanche nell'area strettamente costiera (500 m dalla riva), i valori normalmente associati alla fenomenologia eutrofica segnalati nei bacini centrale e settentrionale del Mar Adriatico. Considerando i livelli di biomassa presenti nello strato superficiale (0-10 m), quello più soggetto all'arricchimento dei nutrienti e ai pericoli di intense fioriture algali, si può constatare che tali livelli sono risultati compresi durante tutto l'anno tra 0,002 e 1,68 μg dm^{-3} Chl*a* con una media di 0,25 μg dm^{-3} Chl*a*. La concentrazione a 50 m risultava compresa tra 0,008 e 1,75 μg dm^{-3} Chl*a* con una media di 0,20 μg dm^{-3} Chl*a*, senza pertanto notevole differenza fra i due strati.

Summary

An extensive research programme on the Adriatic Sea has been carried on since 1995 (**P**rogramma di **Ri**cerca e **S**perimentazione per il **M**ar **A**driatico **1**). The whole programme has been funded by CNR and MURST. Here we report the results of phytoplankton and chlorophyll *a* analysis obtained after a one-year research (April 1995 - March 1996) carried out on four coastal transects of Salento (Brindisi, S. Cataldo di Lecce, Otranto and S. Maria di Leuca).

Phytoplankton cell densities varied in a wide range of values, from $9 \cdot 10^3$ cells dm^{-3} (October 1995) to $1{,}093 \cdot 10^3$ cells dm^{-3} (February 1996). Diatoms, present throughout the whole year, represented the majority of the phytoplankton population (45.7%) together with phytoflagellates (39.8%), while dinoflagellates and coccolithophorids reached 10.5% and 4% of the whole popualtion, respectively. During the year, diatoms were dominant with high cell densities in winter time, instead phytoflagellates had a larger distribution over time and reached the highest values in spring and summer. The trend of the observed species was evaluated using Shannon-Weaver diversity index (H'), which averaged 2.79 ± 0.52.

Biomass levels (in terms of chlorophyll *a*) resulted very low, with values ranging between 0.01 μg Chl*a* dm^{-3} (August 1995) and 1.8 μg Chl*a* dm^{-3} (February 1996).

The values of the phytoplankton densities were tipical for oligotrophic waters; even if local blooms (due to diatom *Skeletonema costatum*) were detected; also chlorophyll *a* concentrations did not reach, in the stricly coastal area, the values usually associated with eutrophic conditions, usually detected in the Northern and Middle Adriatic Basins.

Bibliografia

FIOCCA A., SAMBATI A., SAMMARCO P., MARRA P., MAGAZZÙ G. (1998) - The monitoring of the Adriatic coastal waters along the Salento peninsula, 1995-'96. Physico-chemical parameters and nutrient salts. *Annali di Chimica,* **88**: 235-241.

GACIC M., KOVACEVIC V., MANCA B., PAPAGEORGIOU E., POULAIN P.M., SCARAZZATO P., VETRANO A. (1996) - Thermohaline properties and circulation in the Otranto Strait. *Bull. de l'Inst. océanographique, Monaco, CIESM Science Series*, **2** (17): 117-145.

KIMOR B. (1983) - Distinctive features of the plankton of the eastern Mediterranean. *Annls.*

inst. océanogr. Paris, **59**: 97-106.
KIMOR B. BERMAN T., SCHNELLER A. (1987) - Phytoplankton assemblages in the deep chlorophyll maximum layer off the Mediterranean coast of Israel. *J. Plankton Res.*, **9**: 433-443.
LAVENIA A., MOSETTI F., BREGANT D. (1983) - Some results and remarks on the Ionian Sea hydrology. *Boll. Oceanol. Teor. Appl.*, **1**: 19-48.
MARGALEF R. (1963) - Succession in marine populations. In: R. Vira (ed.), *Advancing Frontiers Plant Sci.*, **2**, New Delhi, Inst. Adv. Scient. Cult.: 137-188.
MARINO D. (1988) - Biogeografia del fitoplancton mediterraneo. *Oebalia*, **16** (1): 61-71.
ORLIC M., GACIC M., LA VIOLETTE P. (1992) - The currents and circulation of the Adriatic Sea. *Oceanol. Acta*, **15** (2): 109-124.
PARSONS T.R., MAITA Y., LALLI C. M. (1984) - *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis.* Pergamon Press, Oxford, England: 1-173.
PUCHER-PETKOVIC T., ZORE-ARMANDA M. (1973) - Essai d'evaluation et pronostic de la production en fonction des facteurs du milieu dans l'Adriatique. *Acta adriat.*, **15**: 1-37.
REVELANTE N., GILMARTIN M. (1977) - The effects of northern Italian rivers and eastern Mediterranean ingressions on the phytoplankton of the Adriatic sea. *Hydrobiologia*, **56**: 229-240.
SHANNON C.E., WEAVER G. (1949) - *The mathematical theory of communication.* III University of Ilinois Press, Urbana Chicago: 125 pp.
UTERMÖHL H. (1958) - Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, **9**: 1-38.
VILICIC D. (1989) - Phytoplankton population density and volume as indicators of eutrophication in the eastern part of the Adriatic Sea. *Hydrobiologia*, **174**: 117-132.
VILICIC D., LEDER N., GRZETIC Z., JASPRICA N. (1995) - Microphytoplankton in the Strait of Otranto (eastern Mediterranean). *Mar. Biol.*, **123**: 619-630.
ZORE-ARMANDA M. (1969) - Water exchange between the Adriatic and the Eastern Mediterranean. *Deep-Sea Res.*, **16**: 171-178.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 246-252

M.G. MAZZOCCHI, L. AGUZZI*

Laboratorio di Oceanografia Biologica, Stazione Zoologica "A. Dohrn",
Villa Comunale - 80121 Napoli, Italia.
*Dip. di Biologia, Università "Tor Vergata" - Roma, Italia.

IL GENERE *ONCAEA* (COPEPODA: POECILOSTOMATOIDA) NELLA SERIE TEMPORALE "MARECHIARA" NEL GOLFO DI NAPOLI (1984-1990)

LONG-TERM VARIATIONS OF *ONCAEA* (COPEPODA: POECILOSTOMATOIDA) IN THE GULF OF NAPLES

Abstract

Temporal variations of nine species of Oncaea *(Copepoda: Poecilostomatoida) were analyzed from samples collected from January 1984 to September 1990 in surface waters (0-50 m) at a fixed coastal station in the Gulf of Naples. An opposite pattern between total copepod abundances and relative contributions of* Oncaea *was observed throughout the study.* O. scottodicarloi *has been only recently described (Heron & Bradford-Grieve, 1995) and the first data concernig its ecology are reported in the present study. The temporal cycles of* Oncaea *and appendicularians suggest a possible trophic relationship between the two groups.*

Key-words: Copepoda, *Oncaea*, time series, coastal waters, Mediterranean.

Introduzione

I Copepodi Poecilostomatoidi del genere *Oncaea* rappresentano una componente sempre presente nello zooplancton marino, sia in ambienti neritici che di largo, lungo tutta la colonna d'acqua.

Le variazioni dimensionali nell'ambito del genere sono molto ampie (~ 0,2-1,2 mm) e solo l'utilizzo di reti a maglia molto fine (50 μm) ha portato, in anni recenti, ad una più accurata valutazione quantitativa di *Oncaea* nell'ambito delle comunità zooplanctoniche (Böttger-Schnack, 1994). *Oncaea* risulta dominante fra i micro-metazoi in ambienti tropicali e subtropicali (Böttger-Schnack, 1994), soprattutto in acque batipelagiche (Böttger-Schnack, 1995, 1996), ma la sua notevole importanza numerica caratterizza anche regioni molto diverse, quali le aree antartiche (Metz, 1995; Gonzalez *et al.*, 1994).

Del genere *Oncaea* vengono riportate oltre 80 specie (Razouls, 1996). In Mediterraneo, alle 38 specie segnalate a tutt'oggi (Razouls e Durand, 1991) si è recentemente aggiunta *O. scottodicarloi*, descritta da Heron e Bradford-Grieve (1995) su campioni del Golfo di Napoli.

Negli ultimi anni è andata accumulandosi informazione sulla distribuzione spaziale di *Oncaea,* mentre i dati relativi ai cicli stagionali del genere rimangono limitati e frammentari.

In questo lavoro vengono presentati i dati di distribuzione temporale di nove specie di *Oncaea* raccolti ad una stazione fissa nelle acque interne del Golfo di Napoli, nel corso di una serie di campionamenti a lungo termine avviati nel 1984. Questo rappresenta il primo contributo allo studio di *Oncaea* che ne metta in luce i cicli temporali, a breve e lungo termine.

Materiali e metodi

I campioni sono stati raccolti con frequenza all'incirca bisettimanale ad una stazione fissa (St. MC) posta nel Golfo di Napoli a circa due miglia dalla costa, sull'isobata di 75 m, nel periodo Gennaio 1984-Settembre 1990. Pescate verticali sono state effettuate da -50 m alla superficie utilizzando un retino tipo Nansen (∅ 113 cm, maglia 200 μm). Le raccolte sono state eseguite sempre tra le ore 9:00 e le 12:00, al fine di minimizzare gli effetti dovuti ad eventuali migrazioni verticali degli organismi. I campioni di zooplancton sono stati fissati subito dopo la raccolta in una soluzione di acqua di mare e formaldéide al 4%. L'identificazione delle specie e il conteggio degli organismi sono stati effettuati su 1/4 del campione originale, ottenuto con la tecnica di subcampionamento Huntsman (Van Guelpen *et al.*, 1982). Tutte le specie di *Oncaea* sono state determinate sulle femmine; i maschi e le forme giovanili sono stati determinati a livello di genere.

Per gli anni 1988 e 1989, scelti sulla base di una più regolare frequenza di campionamento e di una più alta abbondanza numerica di *Oncaea*, è stata eseguita una revisione del materiale per valutare l'importanza quantitativa di *O. scottodicarloi*. Per le sue caratteristiche morfologiche, questa specie può essere confusa sia con *O. curta* che con *O. media*. Si è proceduto quindi a ricalcolare, per ciascun campione, le abbondanze di queste tre specie per valutare le importanze percentuali di ognuna. I valori così ottenuti sono stati utilizzati per ricavare, dai dati originali, le abbondanze relative di ciascuna specie. La scelta di non utilizzare direttamente i dati ottenuti in seguito alla revisione, ma di generare dati "indiretti" è stata dettata dalla esigenza di mantenere omogenei i valori di abbondanza delle tre specie in esame rispetto alle restanti specie di *Oncaea* e al resto dello zooplancton.

Risultati

Le variazioni delle abbondanze totali del genere sono molto accentuate, sia a breve che a lungo termine (Fig. 1). Le abbondanze medie annuali presentano due soglie massime registrate nel 1985 (52,7 ind. m^{-3}) e nel 1990 (60 ind. m^{-3}), intervallate da un minimo (25 ind. m^{-3}) registrato nel 1987. Questo andamento si discosta da quello del popolamento rappresentato da tutti gli altri Copepodi, che invece

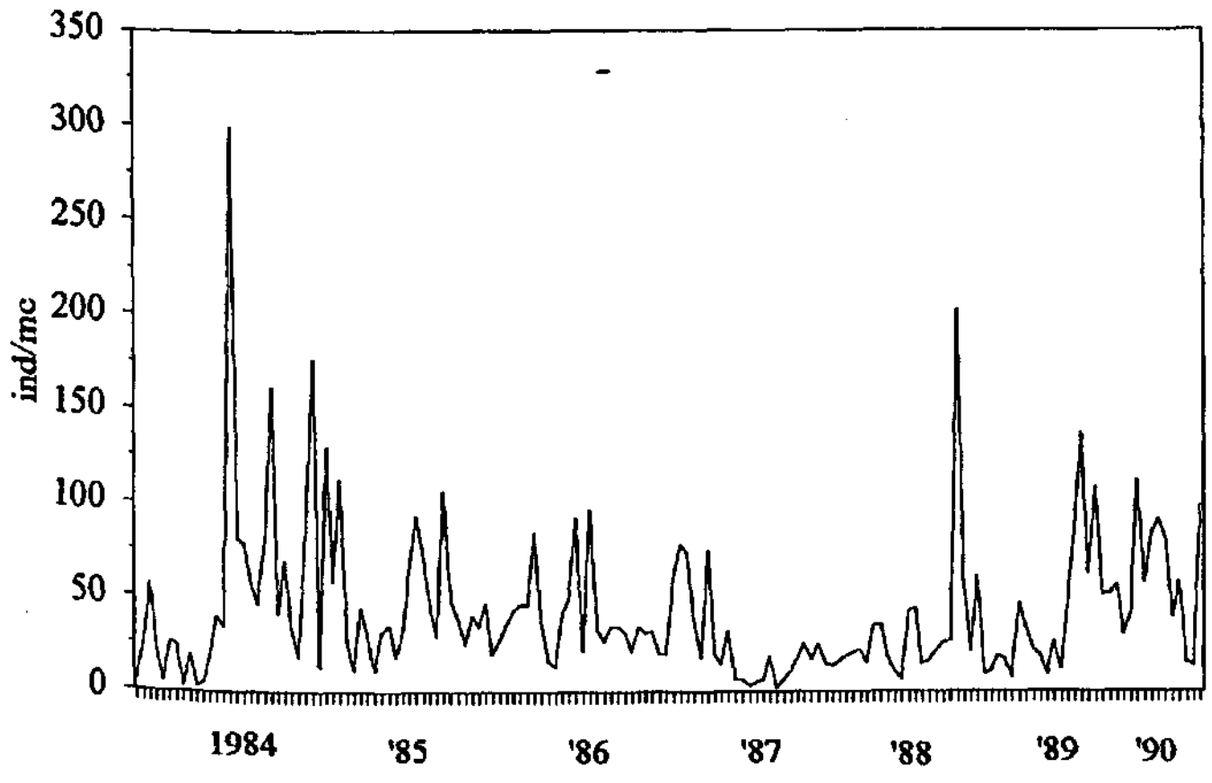


Fig. 1 - Andamento interannuale delle abbondanze totali di *Oncaea* alla St. MC (Golfo di Napoli).
Interannual variations of *Oncaea* total abundances at St. MC in the Gulf of Naples.

mostra oscillazioni trascurabili dal 1985 al 1990 (Fig. 2).

Il ciclo stagionale medio di *Oncaea* è caratterizzato da due periodi di maggior incremento numerico: uno in tardo inverno-primavera (54 ind. m^{-3} in Febbraio-Aprile) ed uno in tarda estate-autunno (64,4 ind. m^{-3} in Agosto-Ottobre) (Fig. 3).

Dall'andamento medio stagionale del contributo relativo di *Oncaea* sul totale dei Copepodi, che varia da un massimo di 8,6% in Febbraio ad un minimo di 1,5% in Giugno, risulta evidente che *Oncaea* è percentualmente più importante quando le abbondanze totali dei Copepodi sono ai minimi annuali (Fig. 4).

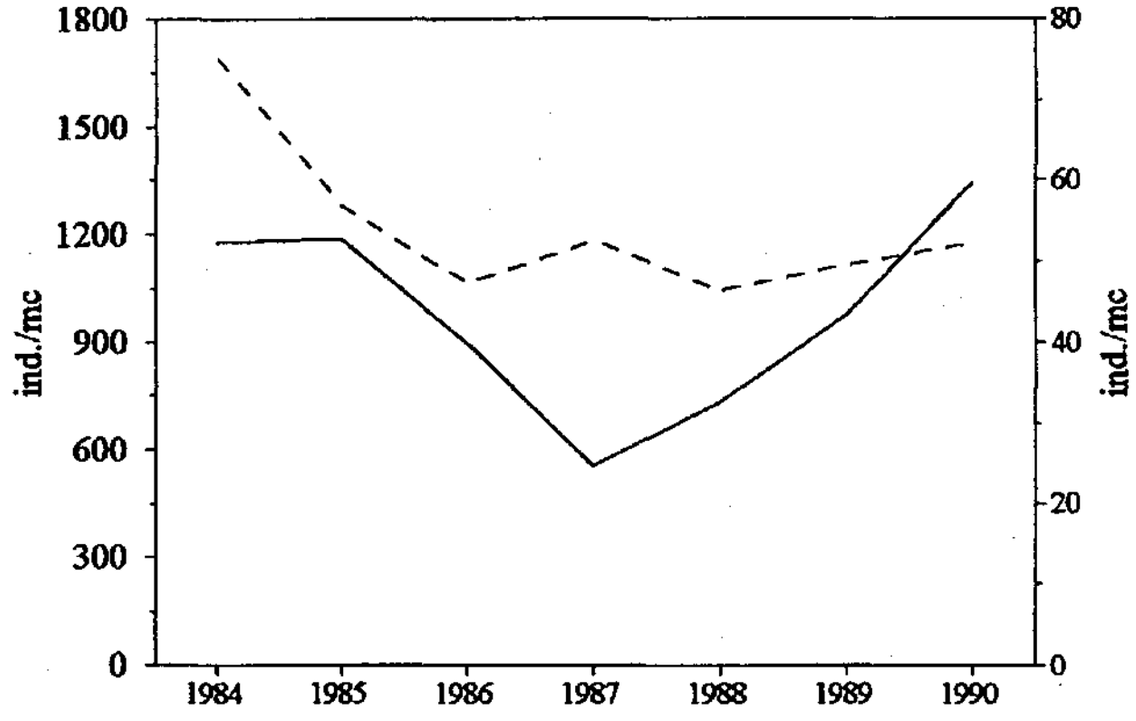


Fig. 2 - Valori medi annuali delle abbondanze totali di *Oncaea* (linea continua) e degli altri Copepodi (linea tratteggiata) alla St. MC (Golfo di Napoli).
Mean annual values of total abundances of *Oncaea* and of the remaining copepods at St. MC in the Gulf of Naples.

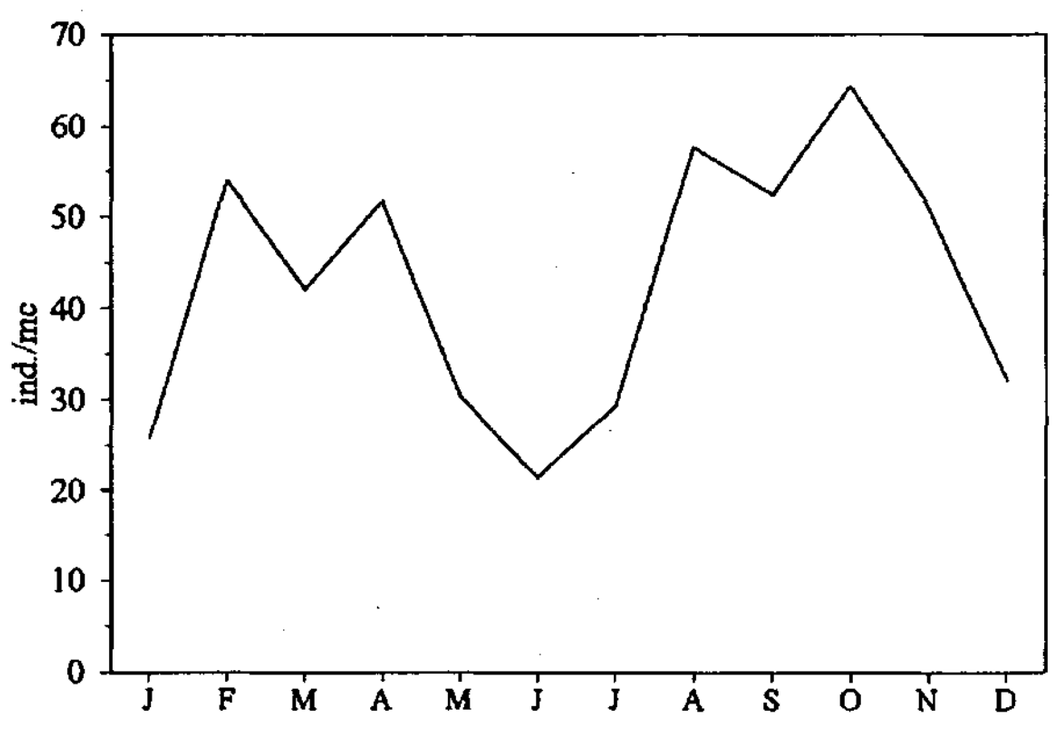


Fig. 3 - Ciclo stagionale medio di *Oncaea* alla St. MC (Golfo di Napoli) nel periodo 1984-1990.
Mean seasonal cycle (1984-1990) of *Oncaea* abundances at St.MC in the Gulf of Naples.

Alla stazione campionata sono state identificate nove specie di *Oncaea*. Le specie nettamente dominanti sono *O. curta, O. media* e *O. scottodicarloi*, che insieme costituiscono mediamente il 93,7% di tutte le femmine del genere. Di gran lunga inferiori sono i contributi relativi di *O. conifera* (2,1%) e di *O. mediterranea* (1,8%), mentre per *O. venusta, O. minuta, O. dentipes* ed *O. subtilis* il contributo medio relativo è di molto inferiore (0,03-0,4%). Parte del popolamento (1,6%) è infine rappresentata da femmine adulte di specie non identificate, attribuibili quasi tutte al "gruppo *similis*", attualmente in corso di revisione (Böttger-Schnack, com. pers.).

Fra le tre specie più abbondanti, *O. curta* predomina rispetto a *O. media* e

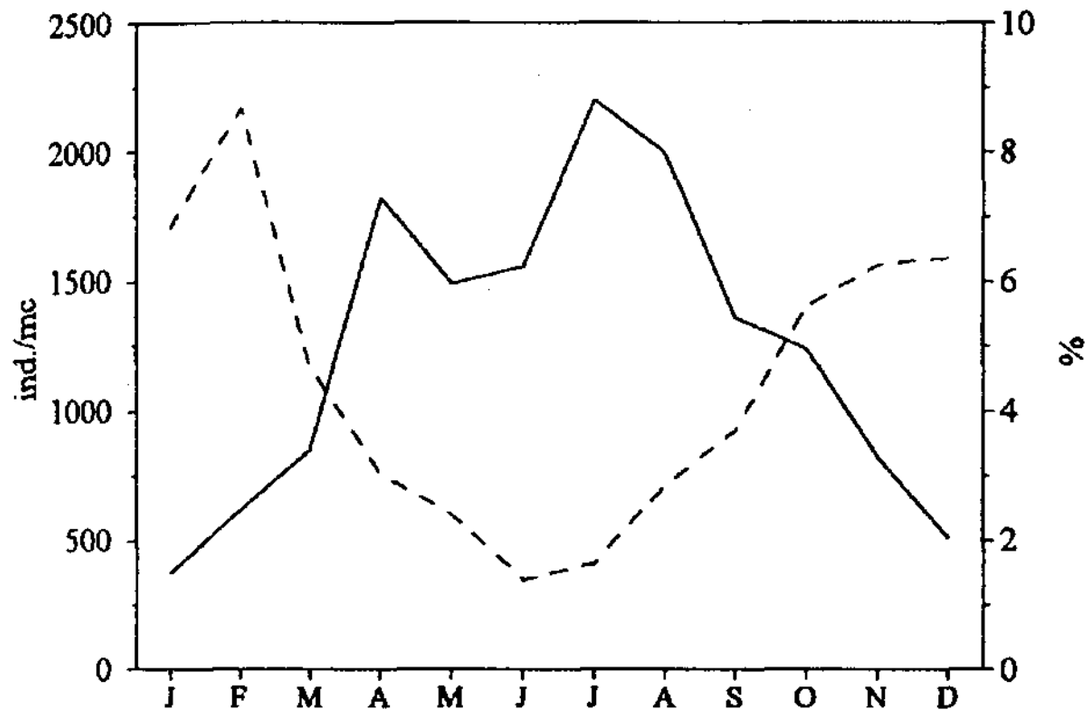


Fig. 4 - Andamento stagionale medio delle abbondanze totali dei Copepodi (linea continua) e del contributo relativo di *Oncaea* (linea tratteggiata) su tutto il popolamento a Copepodi alla St. MC (Golfo di Napoli) nel periodo 1984-1990.

St. MC, Gulf of Naples (1984-1990): mean seasonal cycle of copepod total abundances and relative abundance of *Oncaea* on total copepod numbers.

O. scottodicarloi, con due picchi molto simili, per abbondanza (circa 80 ind. m^3) e periodo (Settembre-Ottobre), nei due anni considerati (1998-'89).

Discussione e conclusioni

I dati di abbondanza di *Oncaea* non mostrano di anno in anno gli andamenti ricorrenti che sono invece stati osservati in numerose altre specie di Copepodi nella stessa serie storica (Mazzocchi e Ribera d'Alcalà, 1995). Sembra emergere piuttosto un ciclo pluriannuale, che non può ancora essere caratterizzato nell'ambito di soli sette anni di campionamento, ma che potrà essere verificato con l'analisi del proseguimento della serie. Per i due anni in cui sono disponibili i dati relativi a ciascuna delle tre specie dominanti (*O. curta, O. media* e *O. scottodicarloi*), si nota una larga sovrapposizione del loro ciclo annuale, contrariamente a quanto riscontrato per altri generi di Copepodi. Nel caso di *Clausocalanus* (Calanoidi) e di *Oithona* (Ciclopoidi), ad esempio, le specie congeneriche si succedono l'una all'altra nel corso dell'anno, e quelle più abbondanti caratterizzano, con i loro picchi principali, le diverse stagioni (Mazzocchi e Ribera d'Alcalà, 1995).

I nostri risultati suggeriscono che *Oncaea* occupa una nicchia ecologica piuttosto diversa da quella degli altri Copepodi planctonici. In particolare, questo genere sembra in grado di sfruttare condizioni ambientali che risultano invece poco favorevoli allo sviluppo della maggior parte dei Calanoidi, soprattutto nel periodo tardo-invernale. Anche in altre aree le abbondanze più alte sono state registrate in inverno (Böttger-Schnack *et al.*, 1989; Cataletto *et al.*, 1995), accompagnate anche da una maggiore proporzione di giovani, indice di una intensa attività riproduttiva (Böttger-Schnack, 1990).

Le particolari caratteristiche ecologiche del genere sembrerebbero determinate dalla biologia e dai tratti dei cicli vitali delle sue specie. Purtroppo, queste conoscenze relative ad *Oncaea* sono ancora esigue e sporadiche. I bassi tassi di alimentazione e riproduzione misurati in *O. mediterranea* (Paffenhöfer, 1993) e il particolare comportamento di nuoto analizzato sia in *O. mediterranea* (Paffenhöfer, 1993) che in *O. venusta* (Hwang e Turner, 1995) suggeriscono che questo genere (e forse i Poecilostomatoidi in generale) svolga nelle comunità pelagiche un ruolo "complementare" rispetto a quello che può essere riferito ai Calanoidi (per la maggior parte filtratori) e ai Ciclopoidi (per la maggior parte

predatori).

Il comportamento di *Oncaea* viene ritenuto consistente con un tipo di alimentazione su materiale adeso a matrici quali la "marine snow". E' stato anche ipotizzato che individui di *Oncaea* possano rimanere temporaneamente o permanentemente attaccati ad altri organismi o a materiale mucoso in sospensione (Ferrari, 1975).

Il quadro che emerge dall'informazione disponibile sulla dieta naturale di *Oncaea*, dedotta dall'analisi del contenuto stomacale (Ohtsuka e Kubo, 1991) o dall'esame delle fecal pellets (Turner, 1986), è molto diversificato, talvolta discordante. Ciò ha portato a concludere che le specie di *Oncaea* siano eurifaghe e si cibino di fitoplancton (diatomee centriche, pennate e dinoflagellati), ma anche di tintinnidi, radiolari e piccoli crostacei. Le appendici boccali di *Oncaea* che, a differenza dei Calanoidi, mancano di lunghe sete, sembrano più adatte per 1) afferrare cellule di grandi dimensioni (es. catene di diatomee), e 2) raschiare piccole particelle dalla superficie di altri organismi o dalla "marine snow" (Turner, 1986; Ohtsuka e Kubo, 1991).

Osservazioni effettuate direttamente a mare (Alldredge, 1972, 1976) o nel corso di esperimenti (Lampitt *et al.*, 1993) hanno confermato che sia la "marine snow" che le Appendicolarie e le loro "case" sono un cibo importante per *Oncaea.* Una generica relazione funzionale fra *Oncaea* e le Appendicolarie è stata suggerita anche dalla loro co-presenza nell'Arabian Sea, non solo nella zona epipelagica, ma anche nella più critica zona del minimo di ossigeno (Böttger-Schnack, 1996).

Sulla base delle considerazioni sopra riportate abbiamo analizzato i nostri dati per verificare se fra i cicli di *Oncaea* e quelli delle Appendicolarie ci fosse qualche corrispondenza tale da sostenere l'ipotesi di una relazione trofica fra i due gruppi.

Considerando che il ciclo biologico di *Oncaea* (da uovo ad adulto) può essere ritenuto mediamente di circa 20 giorni (Paffenhöfer, 1993), abbiamo sfasato i cicli pluriannuali di *Oncaea* e delle Appendicolarie, ritardando quello di *Oncaea* di 1, 2 (ma anche 3, 4) campionamenti, per verificare se la produzione numerica di *Oncaea* fosse in qualche modo riconducibile all'abbondanza delle Appendicolarie nelle settimane precedenti.

Da questa analisi preliminare non è emersa alcuna chiara relazione fra gli andamenti dei due gruppi. Considerando invece gli andamenti di *Oncaea* e delle Appendicolarie sulla base delle abbondanze misurate in ciascun campione è risultato che la maggior parte (72%) dei picchi di *Oncaea* corrisponde ad altrettanti picchi di Appendicolarie, mentre i restanti picchi di *Oncaea* (28%) corrispondono a fasi di abbondanze decrescenti di Appendicolarie. Su base media stagionale i cicli dei due gruppi mostrano andamenti a grandi linee paralleli (Fig. 5).

In conclusione, non sembra che nel Golfo di Napoli le abbondanze delle popolazioni di *Oncaea* siano imputabili a precedenti esplosioni numeriche di Appendicolarie.

I nostri risultati sembrano piuttosto indicare che i due gruppi tendono a coesistere traendo vantaggio dalle stesse condizioni ambientali. Sembrerebbe dunque che *Oncaea* sfrutti, dal punto di vista alimentare, le "case" abbandonate delle Appendicolarie quando queste sono abbondanti, ma che non sia questa fonte di cibo il fattore principale di produzione numerica del genere.

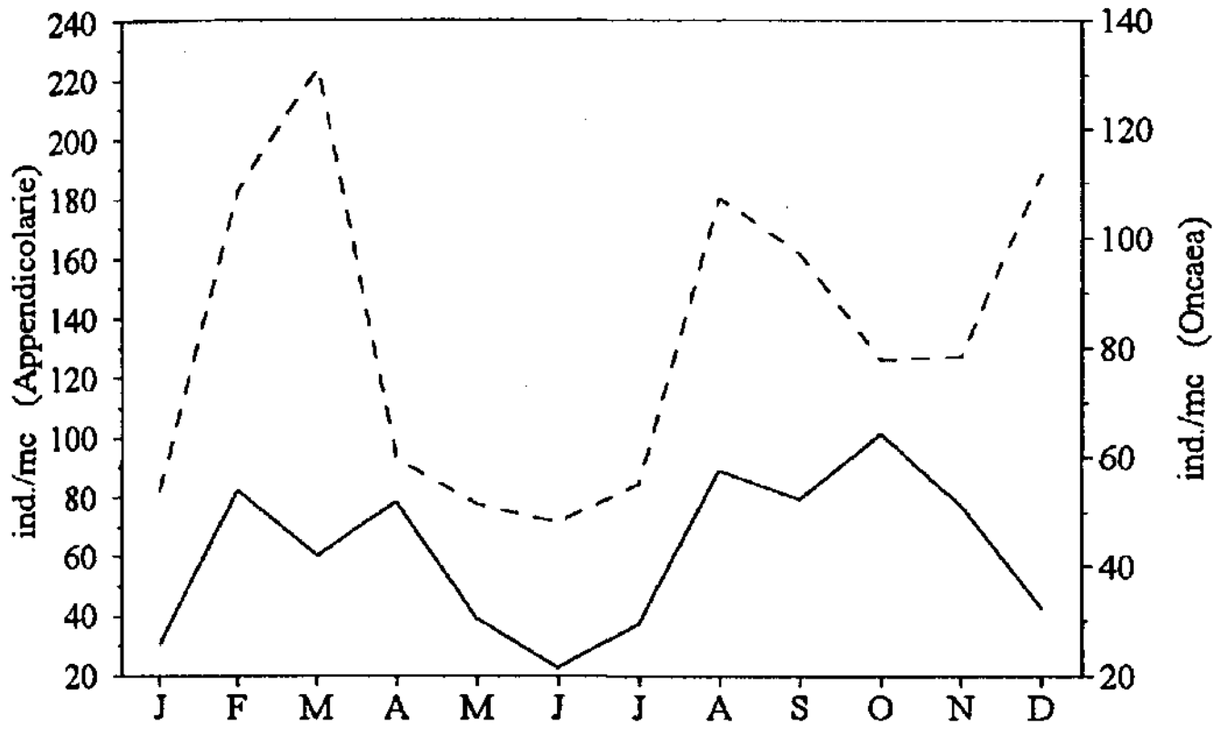


Fig. 5 - Andamento stagionale medio di *Oncaea* (linea continua) e delle Appendicolarie (linea tratteggaita) alla St. MC (Golfo di Napoli) per il periodo 1984-1990.

Mean seasonal cycle (1984-1990) of *Oncaea* and appendicularians at St. MC in the Gulf of Naples.

Summary

The genus *Oncaea* (Copepoda: Poecilostomatoida) contributes to zooplankton communities in a wide range of marine environments, from neritic to offshore, from surface to deep waters. The numerical relevance of these small copepods (0.2-1.2 mm, total length) has been only recently assessed and their dominance among micro-metazoans has been reported for tropical and sub-tropical basins (Böttger-Schnack, 1994, 1995, 1996). Notwithstanding the spatial distribution of *Oncaea* species has been extensively documented so far, information regarding their temporal cycles is still lacking.

The present paper shows, for the first time, the temporal distribution (at seasonal and inter-annual scales) of the genus *Oncaea* in coastal Mediterranean waters.

The nine *Oncaea* species here reported are from biweekly zooplankton collections at a fixed station in the Gulf of Naples from January 1984 to September 1990, using a Nansen net (200 μm mesh) from -50 m to the surface.

Oncaea total abundances showed high variability both at short and long-term scales, with the highest and lowest mean annual values recorded in 1990 (60 ind. m^{-3}) and in 1987 (25 ind. m^{-3}), respectively. The mean seasonal cycle was characterised by two peaks, in February-April (54 ind. m^{-3}) and in August-October (64.4 ind. m^{-3}). The relative contribution of *Oncaea* to total copepod assemblages was higher in winter, when all of the species sampled showed their lowest seasonal abundance. Most of the single numerical peaks of *Oncaea* co-occured with peaks of appendicularians; moreover, both *Oncaea* and appendicularians had similar mean temporal patterns. A detailed analysis of their temporal cycles indicates that the two groups benefit of the same environmental conditions with *Oncaea* taking advantage of abandoned larvacean houses, as also suggested by other Authors.

Among the nine species identified and monitored during the present study, *O. curta*, *O. media* and *O. scottodicarloi* were the most abundant, together comprising up to 93.7% of the total abundances for the genus. *O. scottodicarloi* has been only recently described (Heron & Bradford-Grieve, 1995) and the present work represents the first contribution to the study of the ecology of this species.

Bibliografia

ALLDREDGE A.L. (1972) - Abandoned larvacean houses: a unique food source in the pelagic enviroment. *Science*, **177**: 885-887.

ALLDREDGE A.L. (1976) - Discarded appendicularian houses as source of food, surface habitats, and particulate organic matter in planktonic environments. *Limnol. Oceanogr.*, **21:** 14-23.

BÖTTGER-SCHNACK R. (1990) - Community structure and vertical distribution of cyclopoid copepods in the Red Sea. II. Aspects of seasonal and regional differences. *Mar. Biol.*, **106**: 487-501.

BÖTTGER-SCHNACK R. (1994) - The microcopepod fauna in the Eastern Mediterranean and Arabian Sea: a comparison with the Red Sea fauna. In Ferrari, F.D. and Bradley, B.P. (eds) *Ecology and Morphology of Copepods. Hydrobiologia*, **292/293**: 271-282.

BÖTTGER-SCHNACK R. (1995) - Summer distribution of micro- and small mesozooplankton in the Red Sea and Gulf of Aden, with special reference to non calanoid copepods. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **118**: 81-102.

BÖTTGER-SCHNACK R. (1996) - Vertical structure of small metazoan plankton, especially non-calanoid copepods. I. Deep Arabian Sea. *J. Plankton Res.*, **18**: 1073-1101.

BÖTTGER-SCHNACK R., SCHNACK D., WEIKERT H. (1989) - Biological observations on small cyclopoid copepods in the Red Sea. *J. Plankton Res.*, **11**: 1089-1101.

CATALETTO B., FEOLI E., FONDA-UMANI S., SUN CHENG-YONG (1995) - Eleven years of time-series analysis on the net-zooplankton community in the Gulf of Trieste. *ICES J. Mar. Sci.*, **52:** 669-678.

FERRARI F. D. (1975) - Taxonomic notes of genus *Oncaea* (Copepoda: Cyclopoida) from the Gulf of Mexico and northern *Caribbean* Sea. *Proc. Biol. Soc. Wash.*, **88**: 217-231.

GONZALEZ H.E., KURBJEWEIT F., BATHMANN U.V. (1994) - Occurrence of cyclopoid copepods and faecal material in the Halley Bay region, Antarctica, during January-February 1991. *Polar Biol.*, **14**: 331-342.

HERON G.A., BRADFORD-GRIEVE J.M. (1995) - The marine fauna of New Zealand: pelagic Copepoda: Poecilostomatoida: Oncaeidae. *New Zealand Oceanographic Institute Memoir*, **104**: 1-57.

HWANG J.S., TURNER J.T. (1995) - Behaviour of cyclopoid, harpacticoid, and calanoid copepods from coastal waters of Taiwan. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, **16**: 207-216.

LAMPITT R.S., WISHNER K.F., TURLEY C.M., ANGEL M.V. (1993) - Marine snow studies in the Northern Atlantic Ocean: distribution, composition and role as a food source for migrating plankton. *Mar. Biol.*, **116**: 689-702.

MAZZOCCHI M.G., RIBERA D'ALCALÀ M. (1995) - Recurrent patterns in zooplankton structure and succession in a variable coastal enviroment. *ICES J. Mar. Sci.*, **52**: 679-691.

METZ C. (1995) - Seasonal variation in the distribution and abundance of *Oithona* and *Oncaea* species (Copepoda, Crustacea) in the southeastern Weddel Sea, Antarctica. *Polar Biol.*, **15**: 187-194.

OHTSUKA S., KUBO N. (1991) - Larvaceans and their houses as important food for some pelagic copepods. *Bull. Plankton Soc. Japan,* Spec. Vol.: 535-551.

PAFFENHÖFER G.-A. (1993) - On the ecology of marine cyclopoid copepods (Crustacea, Copepoda). *J. Plankton Res.*, **15**: 37-55.

RAZOULS C. (1996) - Diversité et repartition géographique chez le copépodes pélagiques. *Ann. Inst. océanogr.*, Paris, **72**: 37-55.

RAZOULS C., DURAND J. (1991) - Inventaire des copépodes planctoniques Méditerranéens. *Vie Milieu,* **41**: 73-77.

TURNER J.T. (1986) - Zooplankton feeding ecology: contents of fecal pellets of cyclopoid copepods *Oncaea venusta, Corycaeus amazonicus, Oithona plumifera*, and *O. simplex* from the Northern Gulf of Mexico. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, 7: 289-302.

VAN GUELPEN L., MARKLE D.F., DUGGAN D.J. (1982) - An evaluation of accurracy, precision, and speed of several zooplankton subsampling techniques. *J. Cons. int. Explor. Mer.,* **40**: 226-236.

La presente ricerca è stata finanziata con fondi della Stazione Zoologica "A. Dohrn" di Napoli.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 253-259

F. RUBINO, O.D. SARACINO, G. FANELLI, G. BELMONTE*,
A. MIGLIETTA*, F. BOERO*

Istituto Sperimentale Talassografico - CNR - 74100 Taranto, Italy.
*Dipartimento di Biologia dell'Università, - 73100 Lecce, Italy.

LIFE CYCLES AND PELAGOS-BENTHOS INTERACTIONS

INTERAZIONI PELAGOS-BENTHOS: IL RUOLO DEI CICLI VITALI

Abstract

The Mar Piccolo of Taranto (Southern Italy) has been chosen as a study area for a life-cycle centred approach to pelagic-benthic coupling in temperate seas. Plankton dynamics has been studied by monitoring community structure of the active organisms in the water column, the production of resting stages and their accumulation on the bottom.

Preliminary data confirm the importance of holoplanktonic species life cycles as further links between pelagos and benthos.

The life cycle approach to pelagic-benthic coupling is fruitful and allows a more complete picture of plankton dynamics. In fact, the cyst-banks incorporated into sediments contain an unexplored source of "information". Therefore, sediments' "role" has to be taken into account by recovery plans.

Key-words: Plankton, Cysts, Integrated sampling, Coastal waters, Mediterranean Sea.

Introduction

Interactions between pelagic and benthic domains are very important considering both biogeochemical coupling and life cycle coupling. In coastal marine waters, many of such links involve organisms which, although considered holoplanktonic, have benthic resting stages (see Montresor, 1992 for dinoflagellates; Mc Quoid & Hobson, 1996, for diatoms; Madhupratap *et al.*, 1996, for copepods). The species are constantly present in the system with a number of different forms ensuring their persistence: temporal discontinuity of planktonic species is only functional, with the alternation of active (planktonic) and resting (benthic) stages (Boero *et al.*, 1996). This pattern results in a biodiversity storage and supply between pelagic and benthic systems.

At temperate latitudes plankton dynamics in coastal areas is characterised by species with such a kind of life cycle. Consequently, classical sampling methods cause loss of information.

The aim of this study is to test the importance of life cycles in pelagic-benthic interactions and the validity of an "integrated" sampling which take into account the active organisms in the water column, the production of resting stages, and their accumulation on the bottom.

Material and methods

The sampling site was fixed in the First Inlet of Mar Piccolo basin (13 m depth) (Fig.1).

Water samples for phytoplankton analysis were biweekly collected at surface (-0.5 m) by Niskin bottles; a vertical towing by a 20 µm net was performed to

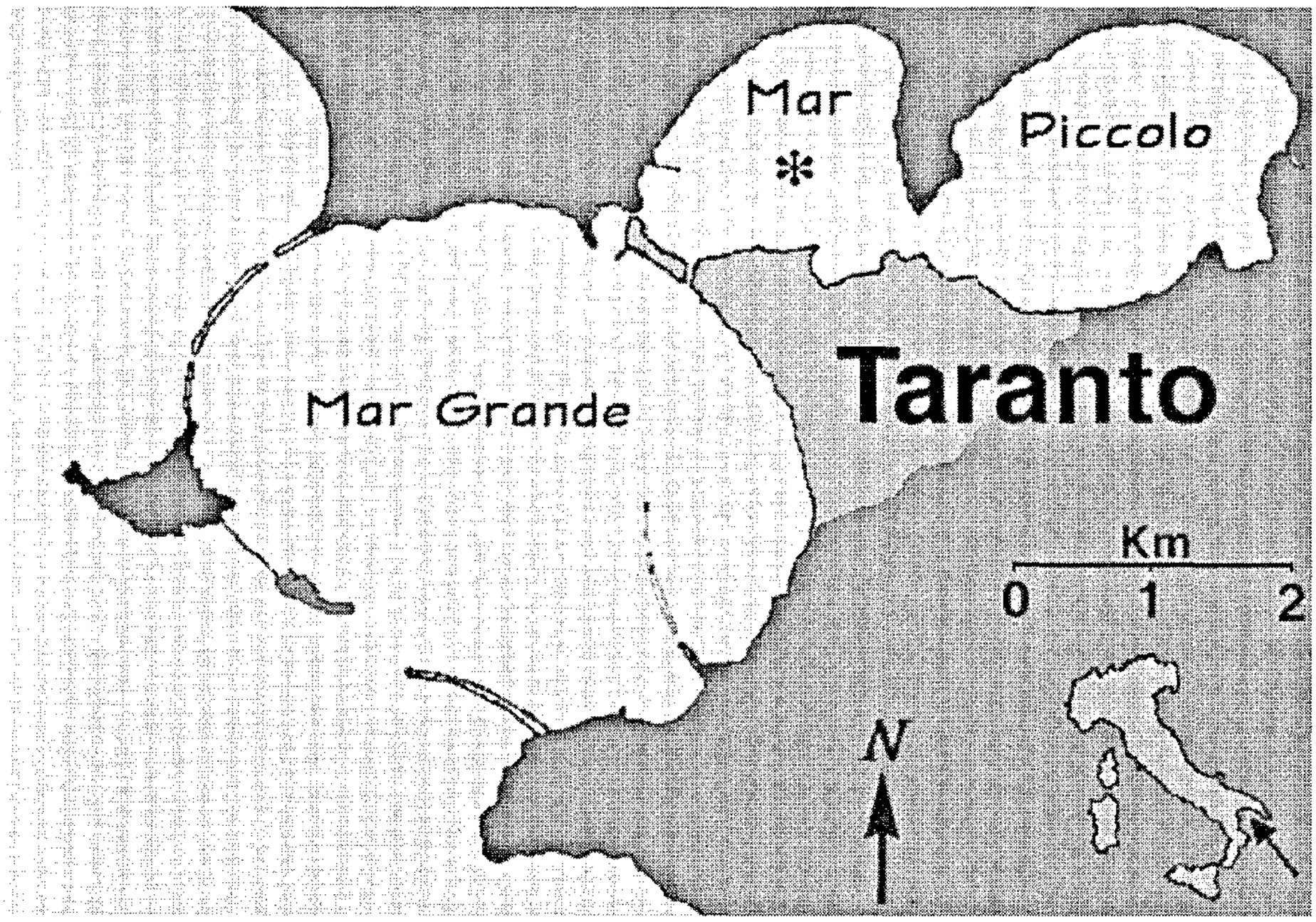


Fig. 1 - Map of Taranto Seas. Localization of sampling area.
Mappa dei Mari di Taranto. Ubicazione dell'area di campionamento.

complete qualitative analysis. Samples were immediately fixed with neutralised formaldehyde to a final dilution of 1.6%. Subsamples of 50 ml were analysed under an inverted microscope following Utermöhl's (1958) methodology; cells were counted along two orthogonal transects (Zingone *et al.*, 1990).

Mesozooplankton was monthly collected by means of vertical towing of WP2 net (200 µm) (7.5-10.0 m^3 filtered water). Samples were immediately fixed with neutralised formaldehyde to a final dilution of 4%.

Water samples for microzooplankton analysis were monthly collected by means of Niskin bottles (10 l, filtered on a 20 µm mesh, collected at 5 m depth).

Sinking material was collected by cylindrical sediment traps (67 cm h, 5.7 cm Ø, 3 replicates) to quantify the flux of resting stages (cysts/m^2/day) toward the bottom. Sediment traps were anchored by SCUBA divers to the sea bottom, and were biweekly replaced. No preservative was used in the traps because their aspect-ratio prevented the escape of sampled material (Yund *et al.*, 1991). This also allowed to keep living samples for planned germination experiments.

Sediment cores (1.2 cm Ø, 3 replicates) were monthly collected by SCUBA divers. The first centimetre of each core was analysed.

Both sediment trap and core samples were stored at 5°C in the dark. Cysts were extracted according to the standard palynological method (Matsuoka *et al.*, 1989) limited to the sieving procedure to prevent the loss of calcareous forms.

Cyst identification and count were performed under an inverted microscope at 200x on 1/4 of the sample. This fraction resulted to be significative according

to a preliminary data analysis based on the relationship between the number of taxa and the subsample volume (Bros & Cowell, 1987).

The qualitative analysis was carried out on the basis of both cyst morphology and previous germination experiments (Rubino *et al.*, 1996a).

Tab. 1 - Number of taxa/morphotypes recorded as active (water column) and resting stages (sediment traps and sediment cores) in the Mar Piccolo of Taranto (6 June - 29 November, 1996). Number of taxa unidentified is reported within brackets.

Numero dei taxa/morfotipi rilevati come stadi attivi (colonna d'acqua) e di resistenza (trappole per sedimento e carote di sedimento) nel Mar Piccolo di Taranto (6 giugno - 29 novembre, 1996). Tra parentesi è riportato il numero dei taxa non identificati.

	Active stages	**Resting stages**
Phytoplankton	87	76 (41)
Mesozooplankton	74	5 (1)
Microzooplankton	32	15 (11)

Results

In the studied period the plankton of Mar Piccolo was composed by 193 taxa of active stages, while the resting morphotypes collected by sediment traps were 96 (Tab. 1); among zooplankters 34 taxa were meroplanktonic. Only 45% of cysts were identified at least at genus level.

The total phytoplankton abundance was rather constant in the considered period (data not shown), however, each of its components (e.g. dinoflagellates), had discontinuous presence (Fig 2a). Resting stage flux and abundance (Fig.2b, c) showed strong fluctuations, cyst production having its maximum immediately after the highest densities of active stages in water column.

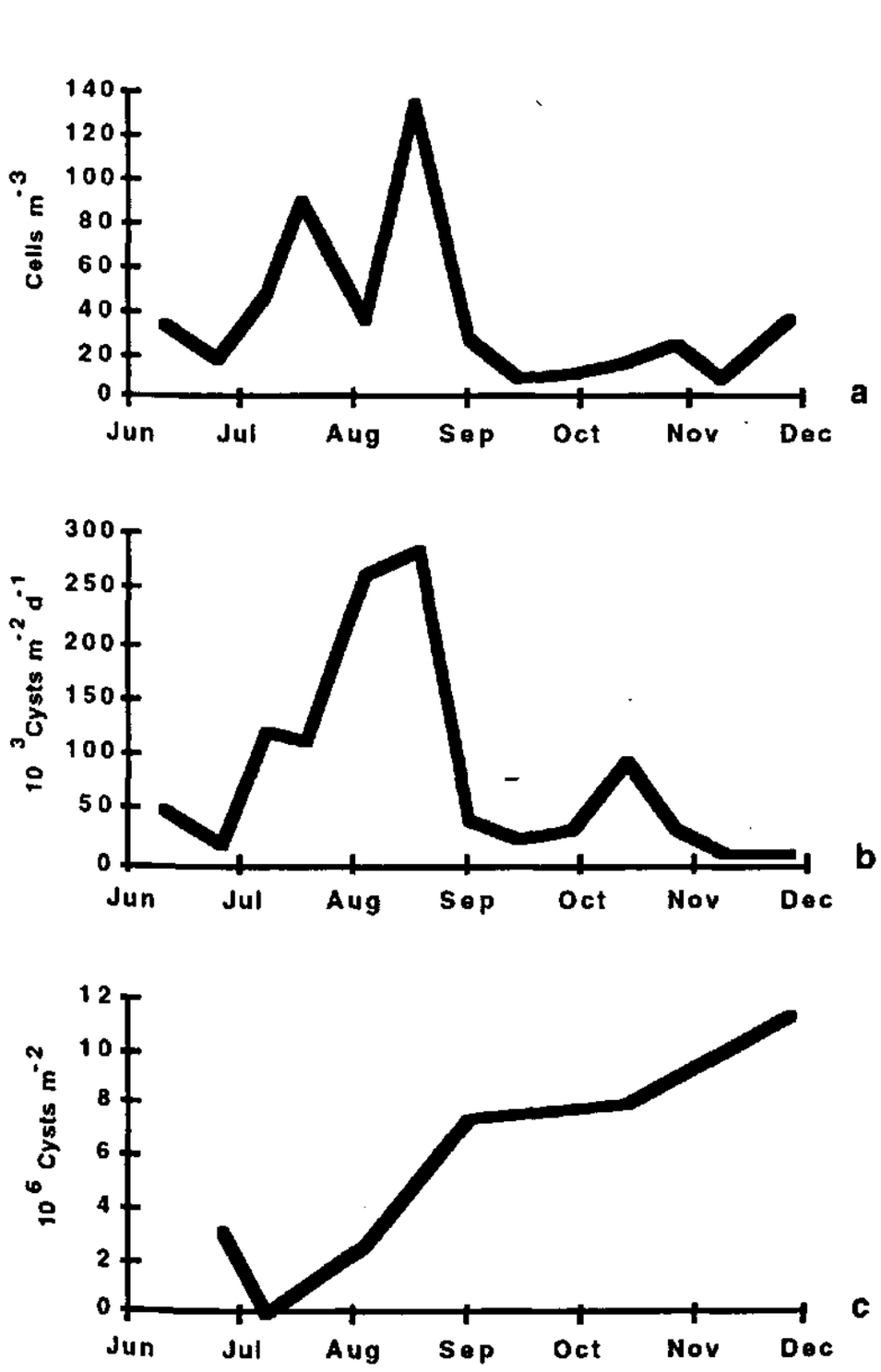


Fig. 2 - Dynamics of dinoflagellate active stages (a), resting stages flux (b) and abundance in the sediments (c).

Dinamica dei dinoflagellati: stadi attivi (a), flusso degli stadi di resistenza (b) e loro accumulo nei sedimenti (c).

This pattern is even more evident at species level. The active population of *Scrippsiella trochoidea* (Stein) Loeblich III, 1976 (Fig. 3), for instance, grew after a decrease in the benthic cyst amount (Fig. 3c), reached a peak and, before disappearing from the water column (Fig. 3a), showed high rates of cyst flux (Fig. 3b) which restored the cyst bank into the sediments.

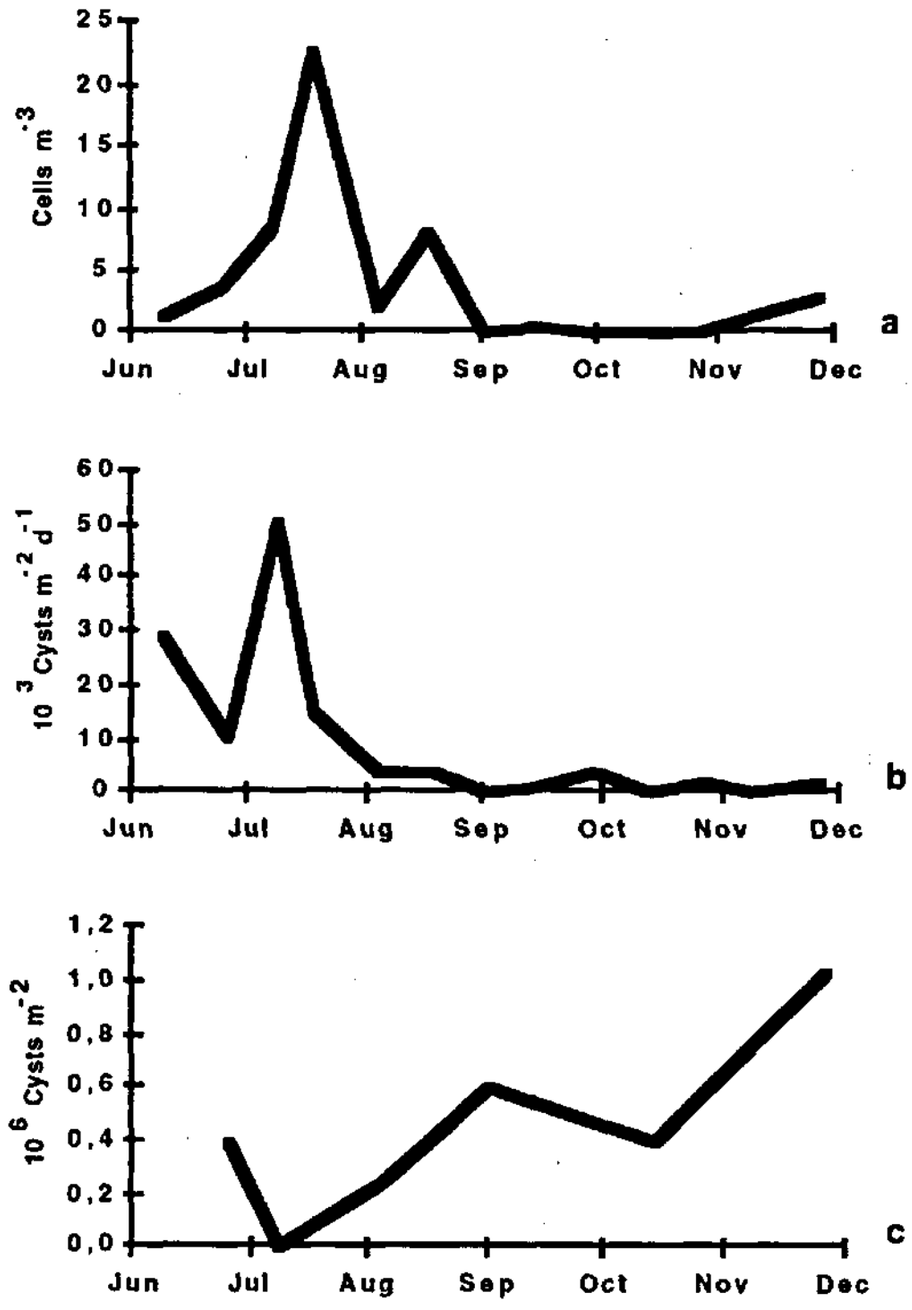


Fig. 3 - Dynamics of *Scrippsiella trochoidea* active stages (a), resting stages flux (b) and abundance in the sediments (c).

Dinamica di *Scrippsiella trochoidea*: stadi attivi (a), flusso degli stadi di resistenza (b) e loro accumulo nei sedimenti (c).

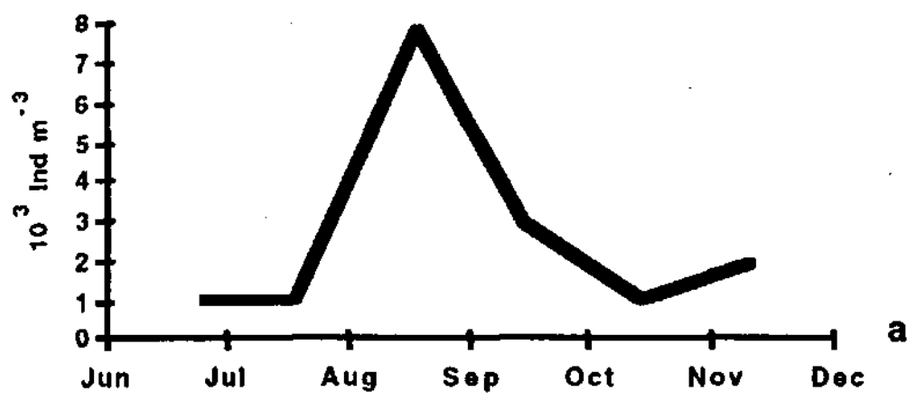
Similar dynamics was showed by zooplankton (Fig.4) which was characterised by the presence of some species producing spiny resting eggs. The copepod *Paracartia latisetosa* (Kriczaguin, 1873), for instance, showed an abundance peak in August and, before disappearing from the water column (Fig.5a), produced spiny eggs (Fig.5b) which accumulated into the sediments (Fig.5c). Also in this species, as for the dinoflagellate, the appearance in the water column followed a decrease of resting stage amount in the sediment bank.

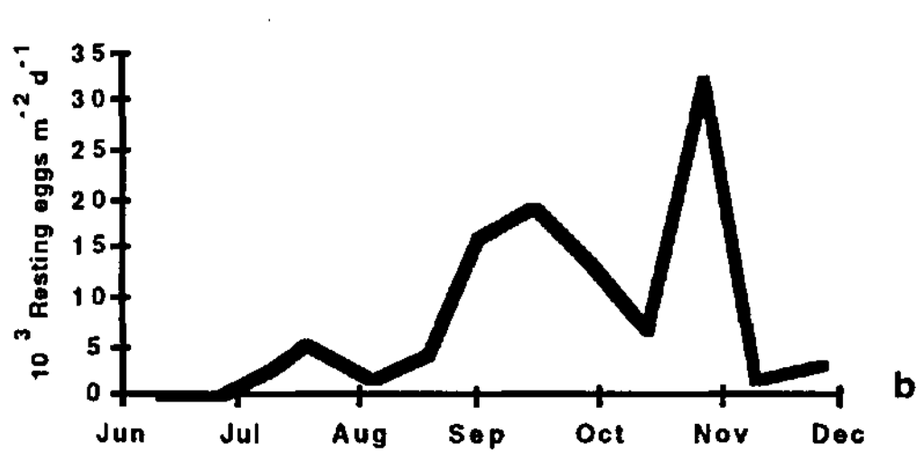
Discussion and conclusions

The high number of benthic resting types collected in this first sampling period highlights the importance of life cycles in the pelagic-benthic coupling.

The analysis of resting stages is proving useful to complete check lists (Nehring, 1994; Rubino *et al.*, 1996b) and to explain interannual plankton fluctuations (Boero, 1994).

The explanation of plankton dynamics, classically based on nutrient availability and environmental conditions (see Vollenweider *et al.*, 1992) should be integrated by data provided by life-histories of organisms. The flux of resting stages produced





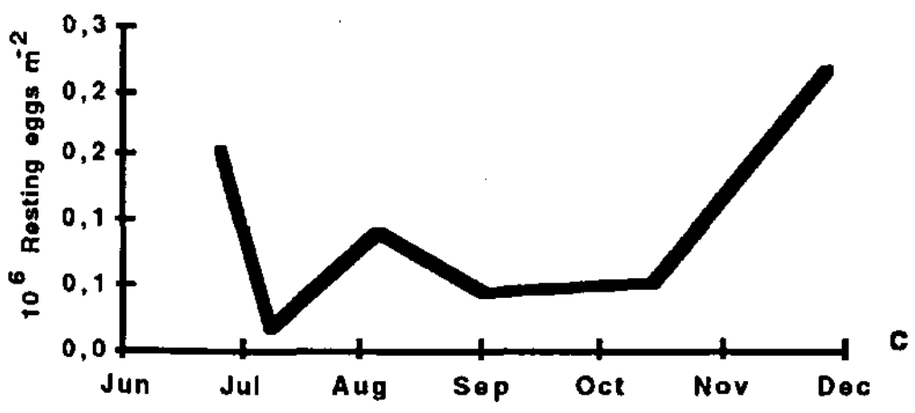
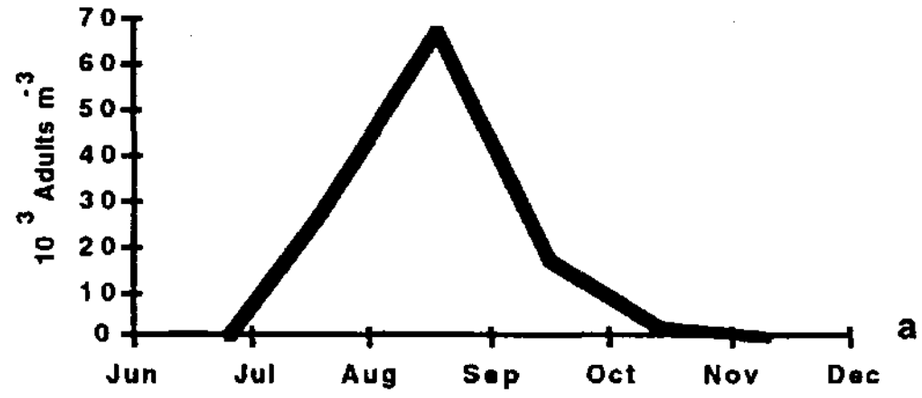
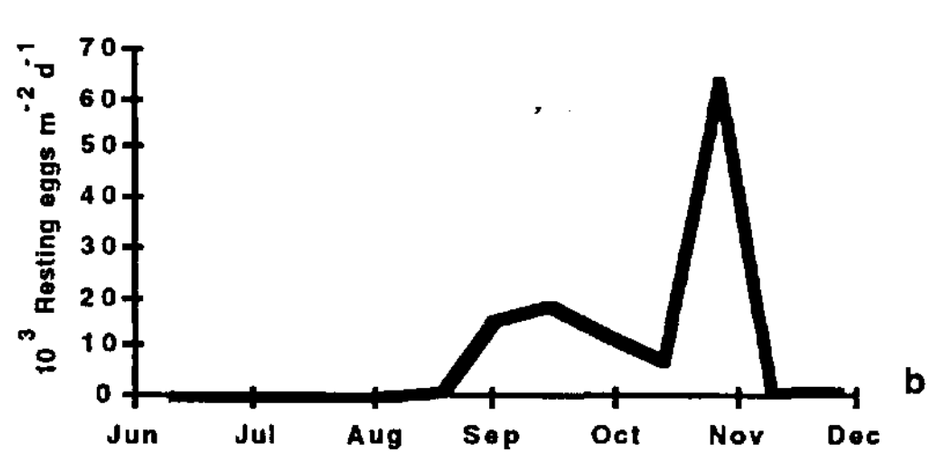


Fig. 4 - Dynamics of mesozooplankton adults (a), resting eggs flux (b) and abundance in the sediments (c).

Dinamica del mesozooplancton: stadi adulti (a), flusso delle uova di resistenza (b) e loro accumulo nei sedimenti (c).





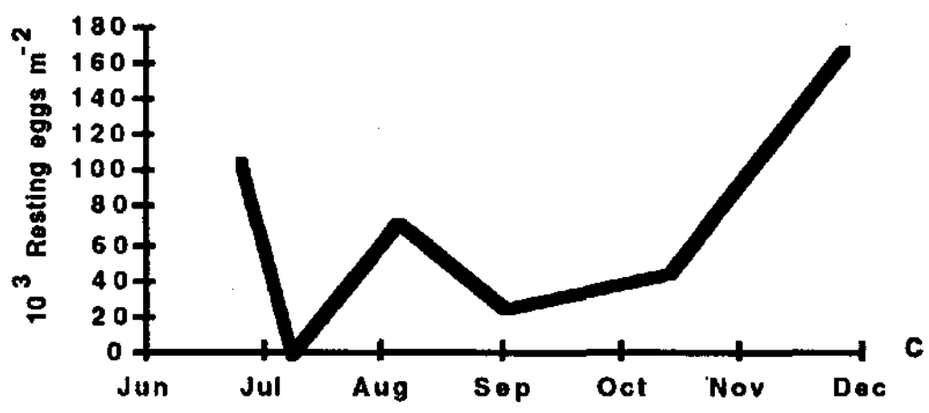


Fig. 5 - Dynamics of *Paracartia latisetosa* adults (a), resting eggs flux (b) and abundance in the sediments (c).

Dinamica di *Paracartia latisetosa*: stadi adulti (a), flusso delle uova di resistenza (b) e loro accumulo nei sedimenti (c).

by the plankton, their accumulation on the bottom and their germination constitute fundamental "pieces" in the plankton dynamics puzzle.

Scrippsiella trochoidea, for instance, produce cysts as result of sexual fusion (Watanabe *et al.*, 1982); the cyst flux showed a peak following that of maximum abundance in the water. It was evident, moreover, that the growth of the active population in the water matched the decrease of cyst amount in sediments, demonstrating as the cyst bank supplies at least the initial growth phase of *S. trochoidea*.

The morphology of resting eggs produced by *Paracartia latisetosa* (Belmonte, 1992) allowed to monitor the presence of this species in the system. The decrease of the spiny resting eggs amount in sediments advanced the highest abundance of the planktonic stage.

Compared to the dinoflagellate, the observed longer temporal displacement between such decrease and the peak of abundance in the water, is related to the length of *P. latisetosa* development (ca 45 days). The production of resting eggs didn't match the demographical maximum (August), but started in October. In fact during the summer this species produces subitaneous eggs that hatch in 24-

48 h, while in autumn females start to produce diapausal eggs (Fanelli *et al.*, 1992).

These preliminary data allow us to confirm the importance of an "integrated" sampling to study the plankton dynamics in marine coastal areas. However, this kind of studies have to be supported by a deeper knowledge of species life cycles.

Sediments as "recovery site" for plankton during adverse season and as biodiversity source, especially in confined areas, constitute a fully-integrated part of the ecosystem. Therefore, environmental recovery plans including bottom dredging must be carefully assessed before their realization.

Riassunto

Il Mar Piccolo di Taranto è stato scelto come area pilota per uno studio delle interazioni tra pelagos e benthos, nelle aree marine costiere delle zone temperate, centrato sui cicli vitali delle specie planctoniche. La dinamica del plancton è stata studiata monitorando l'abbondanza degli stadi attivi nella colonna d'acqua, la produzione degli stadi di resistenza e il loro accumulo sul fondo.

I dati preliminari relativi ai primi 6 mesi di campionamento hanno mostrato come gli stadi vitali di molti organismi planctonici costituiscano un ulteriore vincolo tra il dominio pelagico e quello bentonico; inoltre, hanno evidenziato la necessità del campionamento "integrato" per spiegare l'"apparente" discontinuità delle popolazioni planctoniche.

L'approccio basato sui cicli vitali si sta dimostrando un valido strumento nello studio delle interazioni tra pelagos e benthos e permetterà una migliore comprensione della dinamica del plancton. Infatti, le banche di cisti nei sedimenti contengono una serie di informazioni finora inutilizzate. Pertanto, il "ruolo" dei sedimenti non deve essere trascurato nell'ambito di progetti di risanamento.

Acknowledgements

Work performed with CNR, MIRAF and MURST (60% and 40% programs) grants. We thank the crew of M/b "Cerruti" (D. Sergio and R. Manigrasso), for helping during field work. Two referees provided constructive comments.

References

BELMONTE G. (1992) - Diapause egg production in *Acartia (Paracartia) latisetosa* (Crustacea, Copepoda, Calanoida). *Boll. Zool.*, **59**: 363-366.

BOERO F. (1994) - Fluctuations and variations in coastal marine environments. *P.S.Z.N.I: Mar. Ecol.*, **15**: 3-25.

BOERO F., BELMONTE G., FANELLI G., PIRAINO S., RUBINO F., (1996) - The continuity of living matter and the discontinuities of its constituents: do plankton and benthos really exist?. *Trends Ecol. Evol.*, **11**: 177-180.

BROS W.E., COWELL B.C. (1987) - A technique for optimise sample size (replication). *J. Exp. Mar Biol. Ecol.*, **114**: 63-71.

FANELLI G., IANORA A., SANTELLA L. (1992) - Produzione di uova di diapausa nel ciclo biologico del copepode *Acartia latisetosa* (Kriczaguin, 1873). *Oebalia,* **17**: 295-302.

MADHUPRATAP M., NEHRING S., LENZ J. (1996) - Resting eggs of zooplankton (Copepoda and Cladocera) from the Kiel bay and adjacent waters (Southwestern Baltic). *Mar. Biol.*, **125**: 77-87.

MATSUOKA K., FUKUYO Y., ANDERSON D. M. (1989) - Methods for modern dinoflagellate cyst studies. In: Okaichi, Anderson, Nemoto (eds), *Red Tides Ecology: Biology, Environmental Science, and Toxicology*, Elselvier, Sci. Publ., Amsterdam: 461-479.

Mc QUOID M.R., HOBSON L.A. (1996) - Diatom resting stages. *J. Phycol.*, **32**: 889-902.

MONTRESOR M. (1992) - Life histories in diatoms and dinoflagellates and their relevance in phytoplankton ecology. *Oebalia*, **17**: 241-257.

NEHRING S. (1994) - *Scrippsiella* spp. resting cysts from the German Bight (North Sea): A tool for more complete check-lists of dinoflagellates. *Neth. J. Sea Res.*, **33**: 57-63.

RUBINO F., CARETTI A., GIUDETTI A.M., PASTORE M. (1996a) - Forme di resistenza di dinoflagellati nei sedimenti dell'Adriatico settentrionale. *Rapporto Tecnico CNR n°65, SIGLE, Roma*: 38 pp.

RUBINO F., SARACINO O.D., FANELLI G., BELMONTE G., BOERO F. (1996b) - Plankton dynamics in the Mar Piccolo of Taranto: a pilot plan. *Giorn. Bot. It.*, **130**: 1032-1036.

UTERMÖHL H. (1958) - Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *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-year monitoring along the Emilia-Romagna coast (Northwest Adriatic Sea). In: Vollenweider R.A., Marchetti R., Viviani R. (eds), *Marine Coastal Eutrophication*, Elselvier, Sci. Publ., Amsterdam: 63-106.

WATANABE M.M., WATANABE M., FUKUYO Y. (1982) - Encystment and excystment of red tide dinoflagellates. I. Induction of encystment of *Scrippsiella trochoidea. Nat. (Japan) Inst. Environ. Stud. Res. Rep.,N° 30, Eutrophication and Red Tides in the Coastal Marine Environment*: 27-42.

YUND P. O., GAINES S.D., BERTNESS M.D. (1991) - Cylindrical tube traps for larval sampling. *Limnol. Oceanogr.*, **36**: 1167-1177.

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. (1998), 5 (1): 260-272

U. PIATKOWSKI

Institut für Meereskunde an der Universität Kiel, - Düsternbrooker Weg 20 - 24105 Kiel, Germany.

MODERN TARGET SAMPLING TECHNIQUES PROVIDE NEW INSIGHTS INTO THE BIOLOGY OF EARLY LIFE STAGES OF PELAGIC CEPHALOPODS

TECNICHE MODERNE DI CAMPIONAMENTO MIRATO PER NUOVE OSSERVAZIONI SULLA BIOLOGIA DEI PRIMI STADI DI VITA DEI CEFALOPODI PELAGICI

Abstract

Adults of pelagic cephalopods actively avoid sampling gear. Hence, collections of early life stages have gained a greater importance and have led to meaningful conclusions in various aspects of cephalopod fishery biology. Recent zooplankton/micronekton collections taken with state-of-the-art sampling gear in the North East Atlantic Ocean, the Arabian Sea and the Southern Ocean have revealed important new information on early juvenile cephalopods. Some of the results reviewed in the present contribution demonstrate the suitability of such gears to study key aspects of early life biology of cephalopods such as fine- and meso-scale distribution and even morphological adaptations to the abundance of prey.

Key-words: cephalopods, squids, paralarvae, life history, sampling techniques, MOCNESS, RMT 1+8, RMT 25, Bongo net.

Introduction

Approximately half of the roughly 750 species of extant cephalopods belong to the Teuthoidea, the so-called squids. With the exception of the Loliginidae, the long-finned squids which inhabit shallow coastal waters, they are distributed in all oceanic parts of the world oceans. Squids are characterized by a totally pelagic life cycle, an especially rapid maturation and a relatively short life span defining them as typical r-strategists. A conspicuous phenomenon is their constant habitus change during ontogeny which is much more pronounced than in cuttlefish and octopus. This results in a strong separation of ecological niches occupied by early life stages, hereafter called paralarvae according to Young & Harman (1988), juveniles and adults. These changes enable squids to perfectly adapt to the surrounding environment. Small hatchlings live in the plankton until they attain a larger size. Adults are a major part of the nekton which they share with fishes and shrimps.

There are still many gaps in the documented knowledge of the life history of pelagic squids. This is not only true for the elusive and spectacular giant squid, but even so for most of the economically important nektonic species. A worldwide increasing fishery on cephalopods, however, and their high-value market prices (FAO, 1993) clearly demand a better understanding of their biology in order to provide a sound scientific base for further exploitation. Hence, more studies on biology of early life and adult squids are indispensable to considerably improve knowledge of these extraordinary organisms.

The factors responsible for the recruitment success of squid stocks are most dependent on interactions between egg masses, hatched paralarvae and pre-recruit

juveniles with their physical and biological environment (e.g. Rowell *et al.*, 1985; Rodhouse *et al.*, 1992). However, virtually nothing is known about the influences of hydrographic and water quality variables on the distribution and survival of paralarvae in the field, particularly if the North East Atlantic Ocean is considered. In contrast, various experimental studies have proven the impact of changing abiotic variables on the behaviour and growth of cephalopods, including their early life stages (e.g. Hanlon *et al.*, 1987; Forsythe, 1993; Sakurai *et al.*, 1996). Many of these studies have demonstrated the high growth rate potential of squids. However, this is not always fully developed as various abiotic factors can limit this potential significantly.

It is commonly agreed that temperature and water currents have a major influence on the recruitment success of cephalopods. Due to the lack of specific paralarval/pre-recruit surveys the spawning sites of most cephalopods are not known. Hence, the recruitment processes are not fully documented. This is in great contrast to a variety of pelagic finfish stocks such as mackerel or herring, where standardized larval surveys exist for many years to estimate recruitment indices or larval indices which are essential to determine the recruitment success. A review on the standard techniques for larval surveys was compiled by Smith & Richardson (1977).

One great disadvantage of sampling adult cephalopods is their pronounced avoidance of samplers. Therefore, quantitative estimates of most species should better be based on paralarvae collections taken with modern plankton sampling methods. In fact, these techniques have gained a greater importance recently to assess cephalopod stocks (Okutani & Watanabe, 1983).

In the following I will elucidate three examples from the North East Atlantic Ocean, the Arabian Sea and the Southern Ocean where modern sampling of paralarval and juvenile squid considerably reduced avoidance effects and provided valuable information on squid recruitment and various other aspects on their biology and early life history.

Results and discussion

Loliginid paralarvae of the North East Atlantic Ocean

One part of the transnational project "Stock Dynamics, Interactions and Recruitment in North East Atlantic Squid Fisheries", funded by the Commission of the European Communities was to describe the distribution of paralarval squid. Emphasis was given to loliginid paralarvae, because the long-finned squids *Loligo forbesi* and *L. vulgaris* were the principal target species of the project. In these annual or near-annual species, recruitment to the fished stock depends almost entirely on each year's breeding success and the survival of the offspring which form the young-of-the-year cohort (0-group).

There is almost no predictive relationship between adult stock size and recruitment success in the subsequent year. At present standard cephalopod paralarval/pre-recruit surveys are not yet applied to estimate recruitment indices of the most important stocks in the North East Atlantic waters, because squids are no quota species relevant to the Common Fisheries Policy. Therefore, estimating cephalopod paralarvae abundance fully depended on investigations of accessible plankton collections from existing research cruise programmes and on examinations of historical plankton collections. Additionally, two international research cruises

were undertaken with the German *RV Poseidon* in 1994 and 1995 to sample cephalopod paralarvae in two target regions covered by the project.

One of these cruises, the *RV Poseidon* survey in 1995 concentrated in the coastal regions off Galicia and western Portugal (Fig. 1), an area which is known for its important fishery on loliginid squids (Guerra & Rocha, 1994; Moreno *et al.*, 1994). Whereas the distribution of adult loliginids is widely known, only scattered information on the distribution of loliginid paralarvae is available in the region. For that purpose the expedition was directed to locate the distribution patterns of the paralarvae in order to gain information on the recruitment area of the local loliginid stocks.

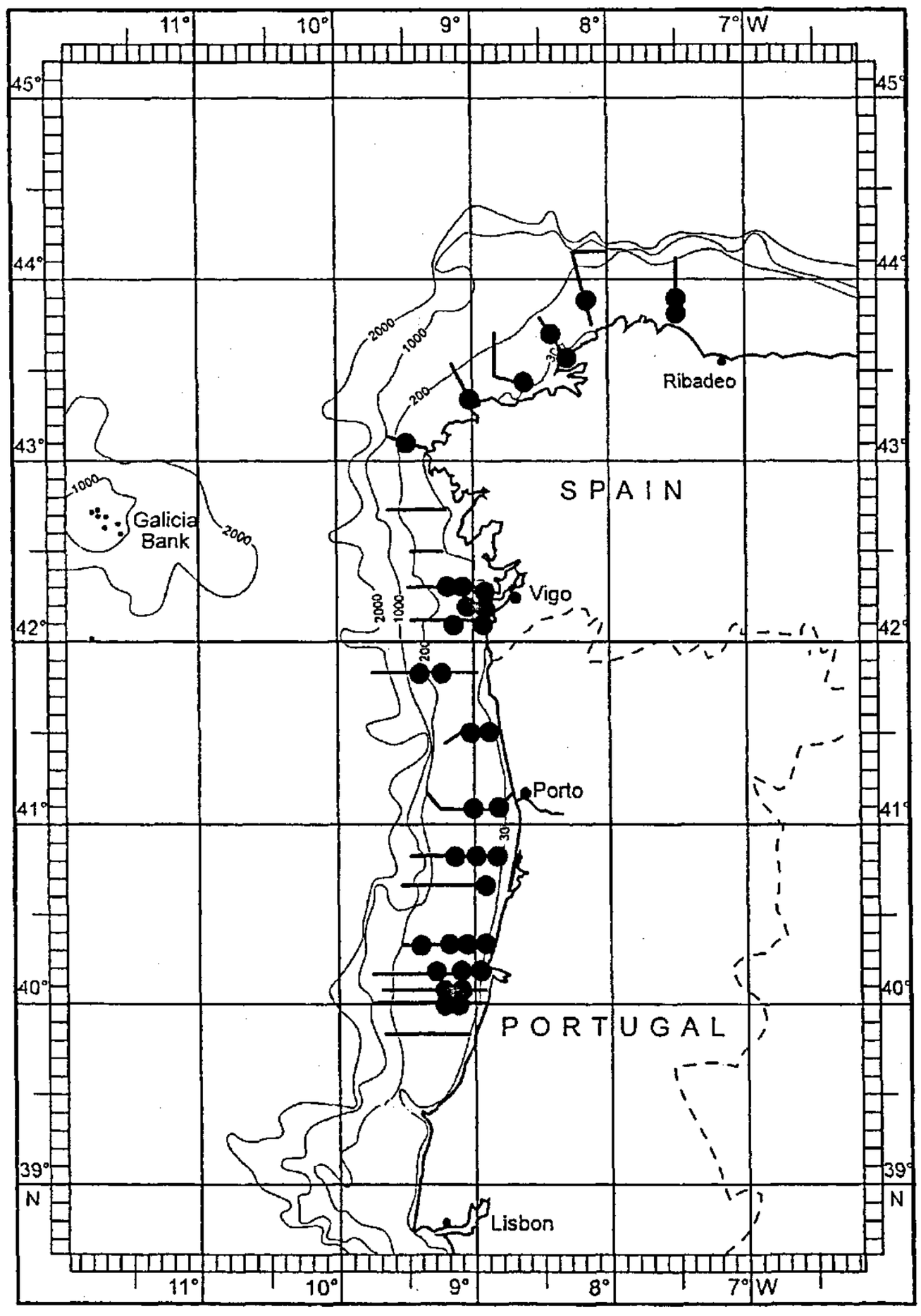


Fig. 1 - Occurrence of loliginid paralarvae in Bongo net samples along station transects during *RV Poseidon* cruise No. 208 in June 1995 off NW Spain and Portugal.

Presenza di paralarve di loliginidi in campioni raccolti mediante rete „Bongo" lungo transetti al largo delle coste spagnole nord-occidentali e portoghesi, durante la crociera n. 208 della *N/R Poseidon*, nel mese di giugno 1995.

During the cruise a total of 566 cephalopod specimens were caught by Bongo net (335/500 µm), IKMT (4500 µm) and a mid-size pelagic Engel's trawl. Preliminary identifications revealed at least 28 different taxa, some of them new to the area. The cruise was very successful in collecting paralarval squid from the 110 Bongo net samples. Probably, this can be attributed to two things. First, the cruise was performed during the most important season when paralarvae, in particular those of loliginids, occurred in the target area. Second, the Bongo net hauls were performed as close to the bottom as possible where the net then was kept fishing for at laest ten minutes per haul before it was recovered.

Loliginids were the most abundant paralarvae with densities of 0.1 to 10 individuals per 1000 m^3 water volume filtered. Altogether ninety-four specimens were caught by the Bongo net, fourty animals off Galicia and fifty-four off northern Portugal (Fig. 1). Length-frequency histograms indicate that smallest paralarvae were *Loligo vulgaris* and unidentified loliginids (probably *Alloteuthis* spp.); biggest paralarvae were attributed to *L. forbesi* which occurred mainly off Galicia (Figs. 2 and 3).

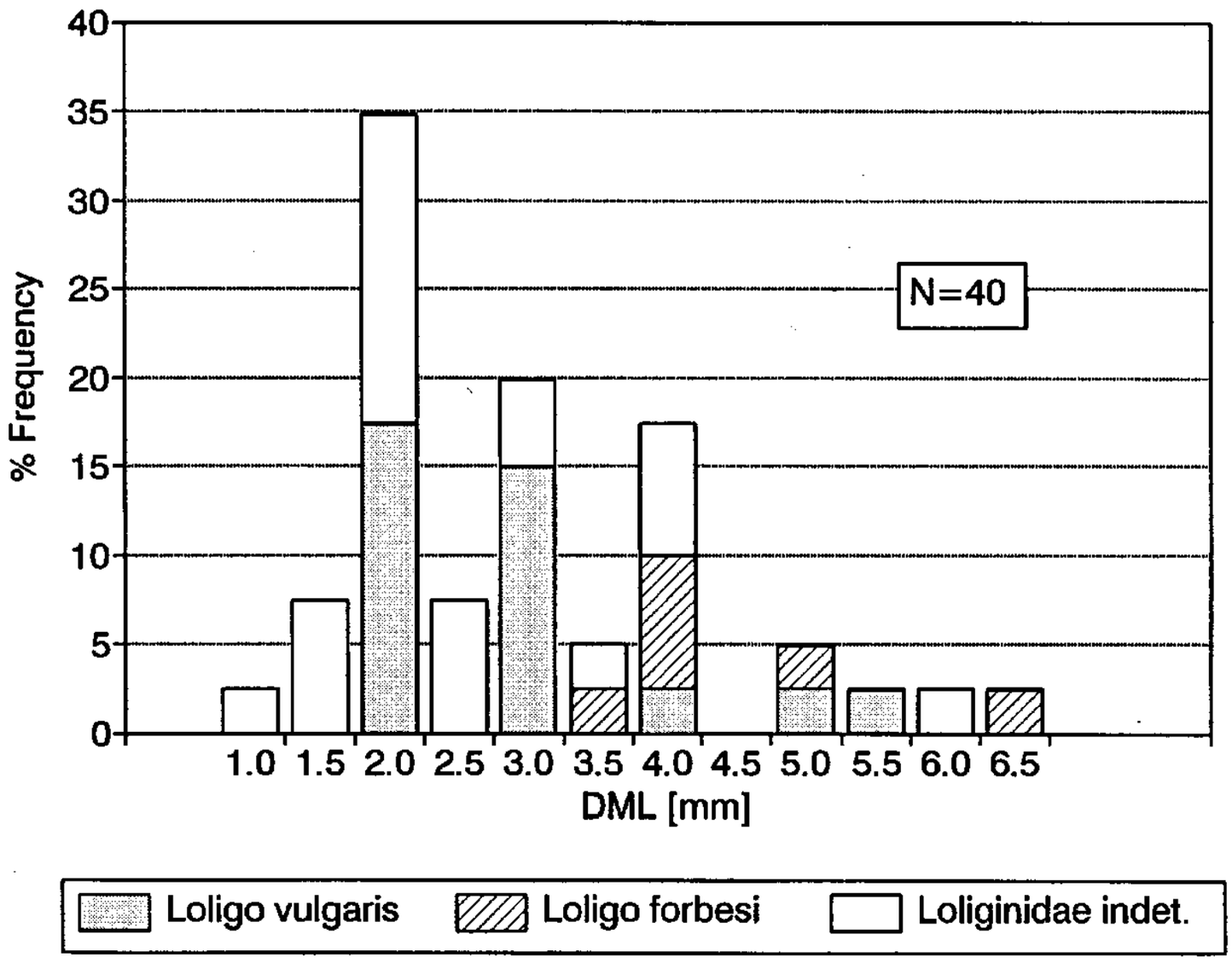


Fig. 2 - Length frequency distribution (dorsal mantle length) of paralarval loliginid squid caught by Bongo net during *RV Poseidon* cruise No. 208 in June 1995 off NW Spain.
Distribuzione di frequenza delle lunghezze dorsali del mantello delle paralarve di loliginidi catturate mediante „Bongo" durante la crociera n. 208 della *N/R Poseidon*, nel mese di giugno 1995, al largo delle coste spagnole nord-occidentali.

It was striking that most loliginid paralarvae were caught at shallow coastal stations (<200 m depth; Fig. 1). This clearly demonstrates that there are important spawning grounds in shallow waters close to the coast which might have been overlooked in earlier field studies when sampling was not concentrated in coastal waters. The results also showed that a different approach of directed tows close to the sea-floor with a simple Bongo net is much more efficient in collecting

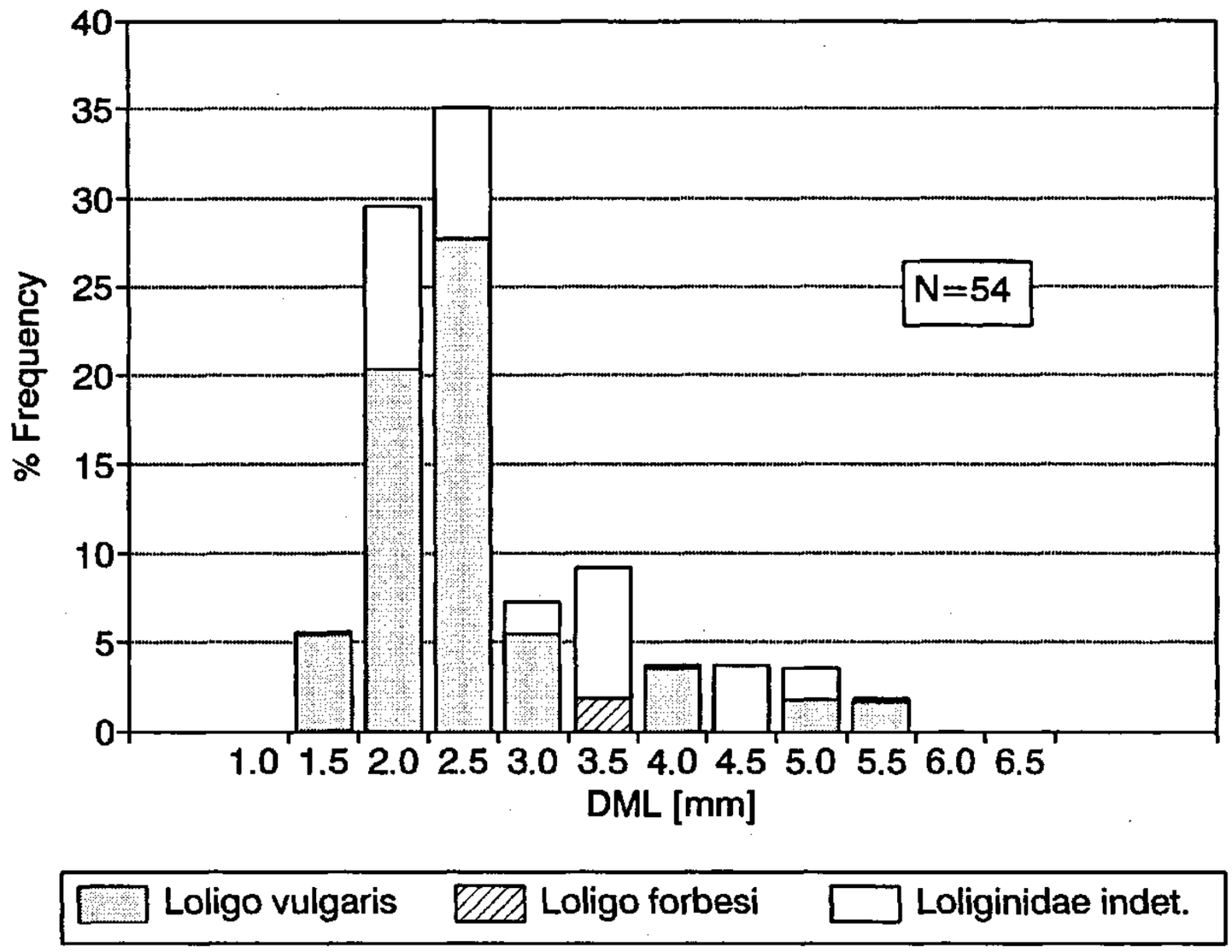


Fig. 3 - Length frequency distribution (dorsal mantle length) of paralarval loliginid squid caught by Bongo net during *RV Poseidon* cruise No. 208 in June 1995 off Portugal.
Distribuzione di frequenza delle lunghezze dorsali del mantello delle paralarve di loliginidi catturate mediante „Bongo" durante la crociera n. 208 della *N/R Poseidon*, nel mese di giugno 1995, al largo delle coste portoghesi.

loliginid paralarvae than regular double oblique hauls through the whole water column. The results clearly demonstrate that directed paralarval surveys are an effective method to assess loliginid stocks off Galicia and Portugal.

In the same project nearly 2700 samples of 140 zooplankton collections from accessible existing and historical research cruise programmes in various regions of the North East Atlantic Ocean were carefully examined for cephalopod paralarvae. They only revealed 142 loliginid paralarvae. It was a general feature of many existing plankton collections that cephalopod paralarvae were rare, possibly indicating that sampling methods used for other zooplankton and ichthyoplankton are inappropriate for paralarval cephalopods.

Oceanic squid paralarvae of the Arabian Sea

The MOCNESS system has become an appropriate gear in successfully sampling oceanic zooplankton (Wiebe *et al.*, 1976). In 1987 the net was used during a *RV Meteor* expedition in the Arabian Sea (Fig. 4) where it revealed a wealth of information on the fine-scale distribution of oceanic cephalopod paralarvae (Piatkowski *et al.*, 1993; Röpke *et al.*, 1993). Within the top 150 m layer enoploteuthid paralarvae were sampled in concentrations as high as 500 individuals/ 1000 m^3, which clearly demonstrates the net's high efficiency to collect early life squid.

The collections also revealed interesting short-term changes in cephalopod paralarvae abundances off Oman. The first sampling grid (25 MOCNESS stations,

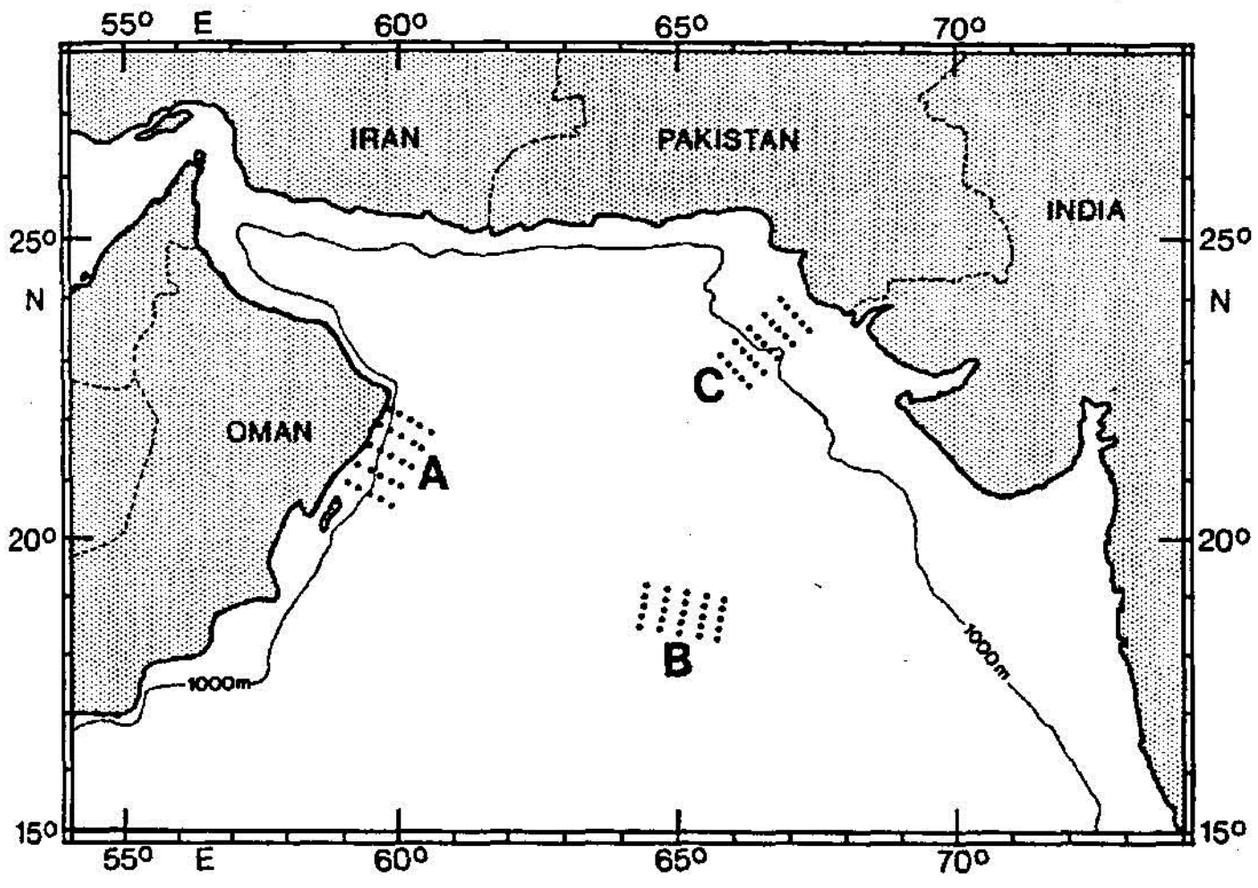


Fig. 4 - The northern Arabian Sea and the MOCNESS station grids A-C sampled during *RV Meteor* cruise No. 5 from March to June 1987.

Griglie di stazioni (A-C) campionate mediante il sistema MOCNESS durante la crociera n. 5 della *N/R Meteor* nel Mar Arabico settentrionale, da marzo a giugno 1987.

sampling depth 150-0 m) from 31 March to 2 April 1987 showed high paralarvae densities of the oceanic squid families Enoploteuthidae and Ommastrephidae at part of the sampled stations. Further, it demonstrated that high abundances of enoploteuthids did not occur if abundances of ommastrephids were high. This indicates that these families do not tend to appear together with high densities at same locations (Fig. 5 top). A striking figure was that during the second

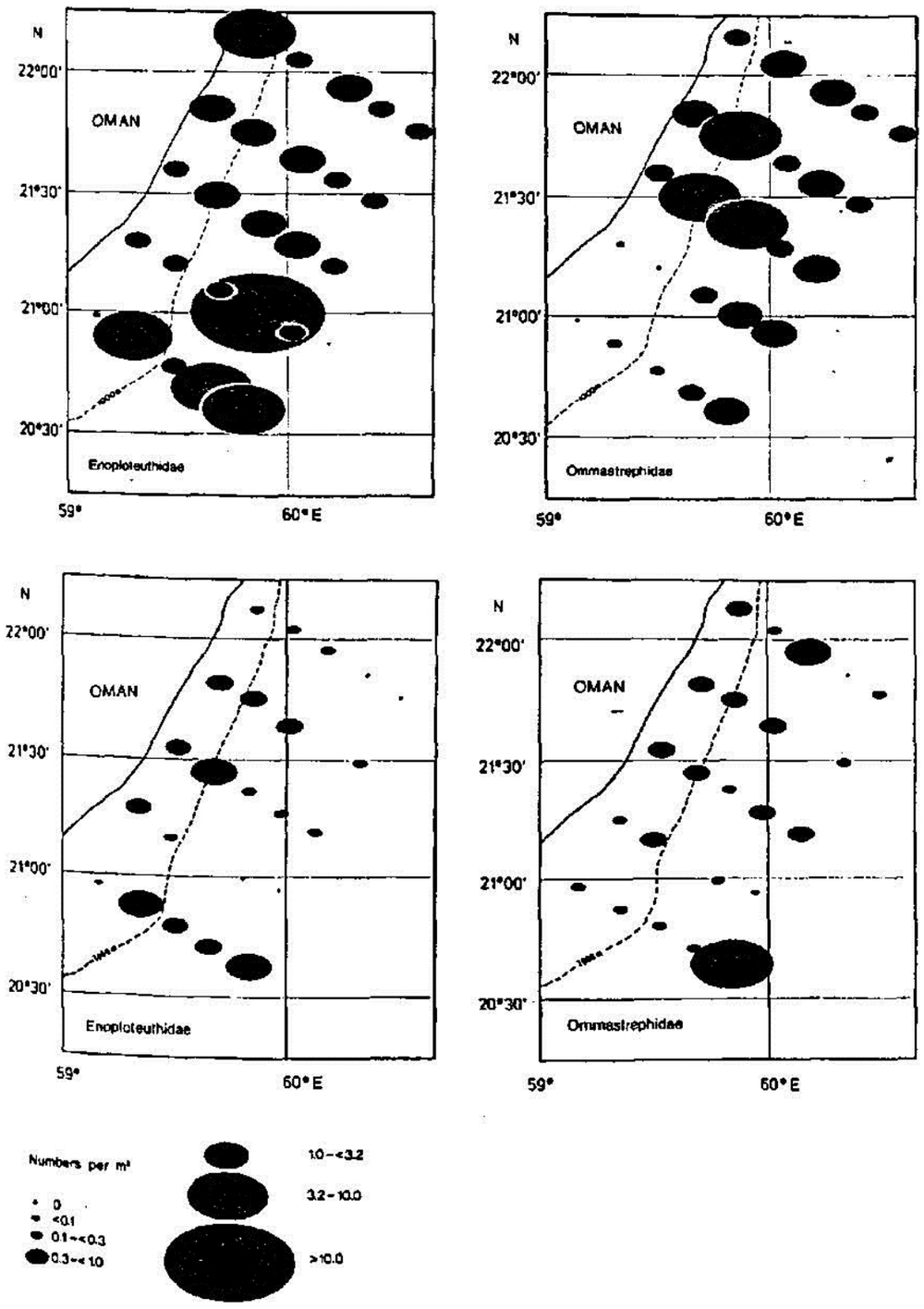


Fig. 5 - Geographical distribution and densities (ind./m²) of paralarval Enoploteuthidae and Ommastrephidae collected during *RV Meteor* cruise No. 5 off Oman from 31 March to 2 April 1987 (top) and from 7 to 10 April 1987 (bottom); modified from Piatkowski *et al.* (1993).

Distribuzione geografica e densità (ind./m²) delle paralarve di Enoploteuthidae e Ommastrephidae raccolte durante la crociera n. 5 della *N/R Meteor* al largo dell'Oman dal 31 marzo al 2 aprile 1987 (in alto) e dal 7 al 10 aprile 1987 (in basso). Da Piatkowski *et al.* (1993), modificato.

sampling grid at the same 25 MOCNESS stations from 7 to 10 April 1987 paralarval densities of both families were much lower (Fig. 5 bottom). These results confirm that paralarvae abundance can vary significantly within only a few days.

The advantage of the net system is that it allows a sequentially opening and closing of nine 1 m² nets (mesh size 335 µm) during one haul. Therefore, it probably is the best state-of-art net if vertical stratification of paralarvae is to be examined. This was clearly demonstrated during the sampling off Oman (Fig. 6). Eight layers within the top 150 m water mass were consecutively collected.

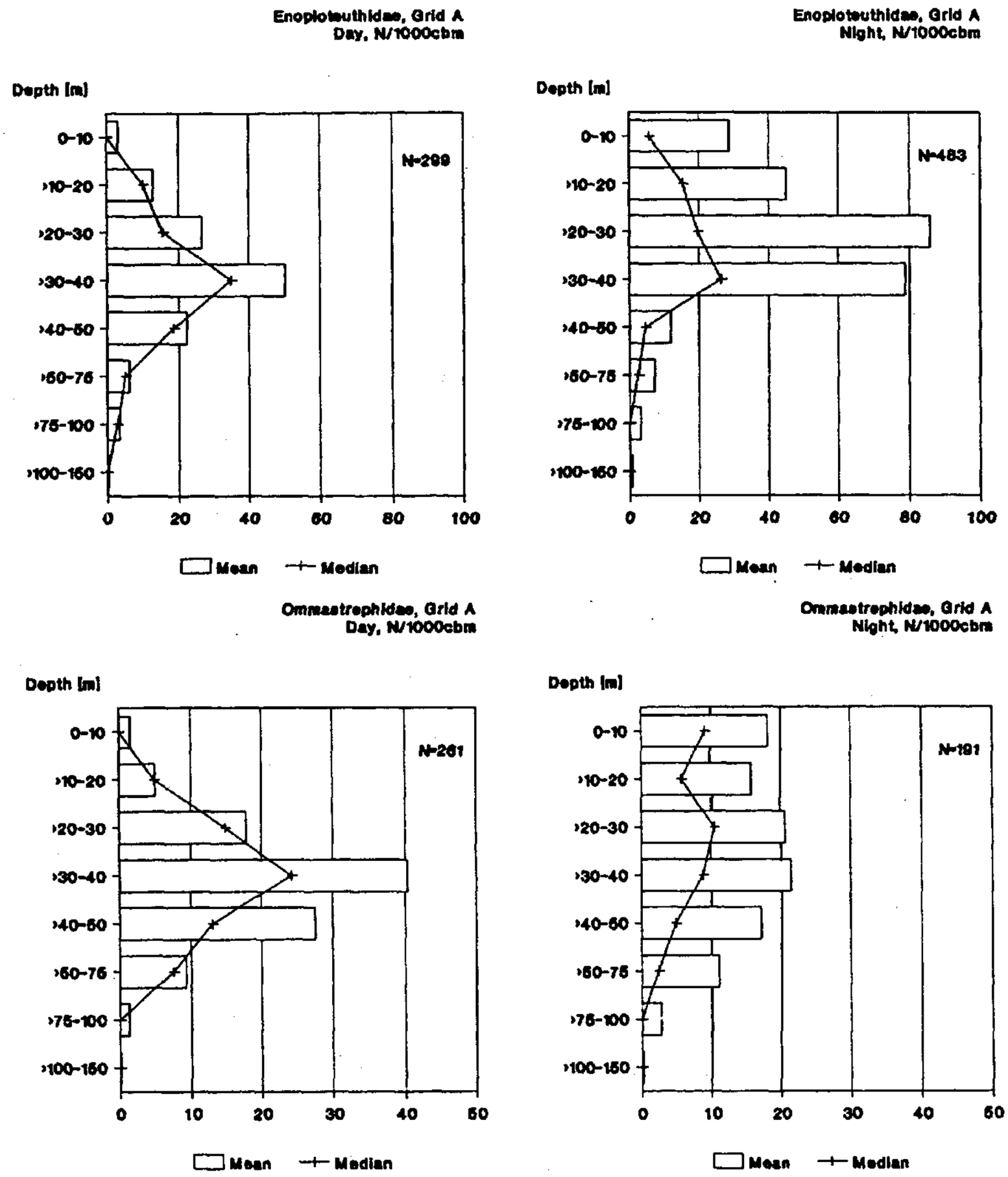


Fig. 6 - Mean and median vertical distribution of cephalopod paralarvae collected during *RV Meteor* cruise No. 5 off Oman from 31 March to 2 April 1987. Top: Enoploteuthidae from day (left) and night (right) samples; bottom: Ommastrephidae from day (left) and night (right) samples; from Piatkowski *et al.* (1993).
Distribuzioni medie e mediane delle paralarve di cefalopodi raccolte durante la crociera n. 5 della *N/R Meteor* al largo dell'Oman dal 31 marzo al 2 aprile 1987. In alto: Enoploteuthidae raccolti di giorno (a sinistra) e di notte (a destra); in basso: Ommastrephidae raccolti di giorno (a sinistra) e di notte (a destra). Da Piatkowski *et al.* (1993).

Day and night samples were separated. The mean and median densities of Enoploteuthidae and Ommastrephidae paralarvae showed (a) a similar vertical distribution pattern of both families during daytime samples with clear preferences in the 30 to 40 m stratum beneath the thermocline, and (b) a distinct upward migration of both families into the more shallow layers during the night (Fig. 6).

The findings of this study detected spawning grounds of oceanic squid families which are shown by the high paralarvae densities at distinct layers of some stations within the sampling area. It also confirmed the pronounced upward vertical migration which are typical for early life oceanic squid. Further, the stratified MOCNESS samples demonstrated a clear separation in the vertical distribution of tropical fish larvae and early life cephalopods within the upper 150 m of the water column (Röpke *et al.*, 1993). The results allow meaningful conclusions regarding the synecology of pelagic marine organisms.

Cephalopod paralarvae of the Southern Ocean

Southern Ocean cephalopod paralarvae were sampled with modern multiple opening/closing nets during studies on Antarctic nekton and micronekton communities (e.g. Rodhouse & Clarke, 1986; Piatkowski & Hagen, 1994; Piatkowski *et al.*, 1994; Rodhouse & Piatkowski, 1995). One of the most frequently used trawls during the collections in the Southern Ocean was the RMT 1+8, an opening/closing rectangular midwater trawl. This trawl consists of two net systems which fish simultaneously with different mesh sizes (RMT 1: 320 µm; RMT 8: 4500 µm) and mouth openings (RMT 1: 1 m²; RMT 8: 8 m²). Mostly these RMTs are equipped with three pairs of nets, which can be opened and closed sequentially by hydroacoustic transmission and thus, enable oblique tows through three different strata during one haul operation.

During an Antarctic expedition of *RV Polarstern* in austral summer 1993 to the Weddell Sea RMT samples yielded 48 specimens of the cranchiid squid *Galiteuthis glacialis* (Fig. 7). The vertical size distribution clearly demonstrated

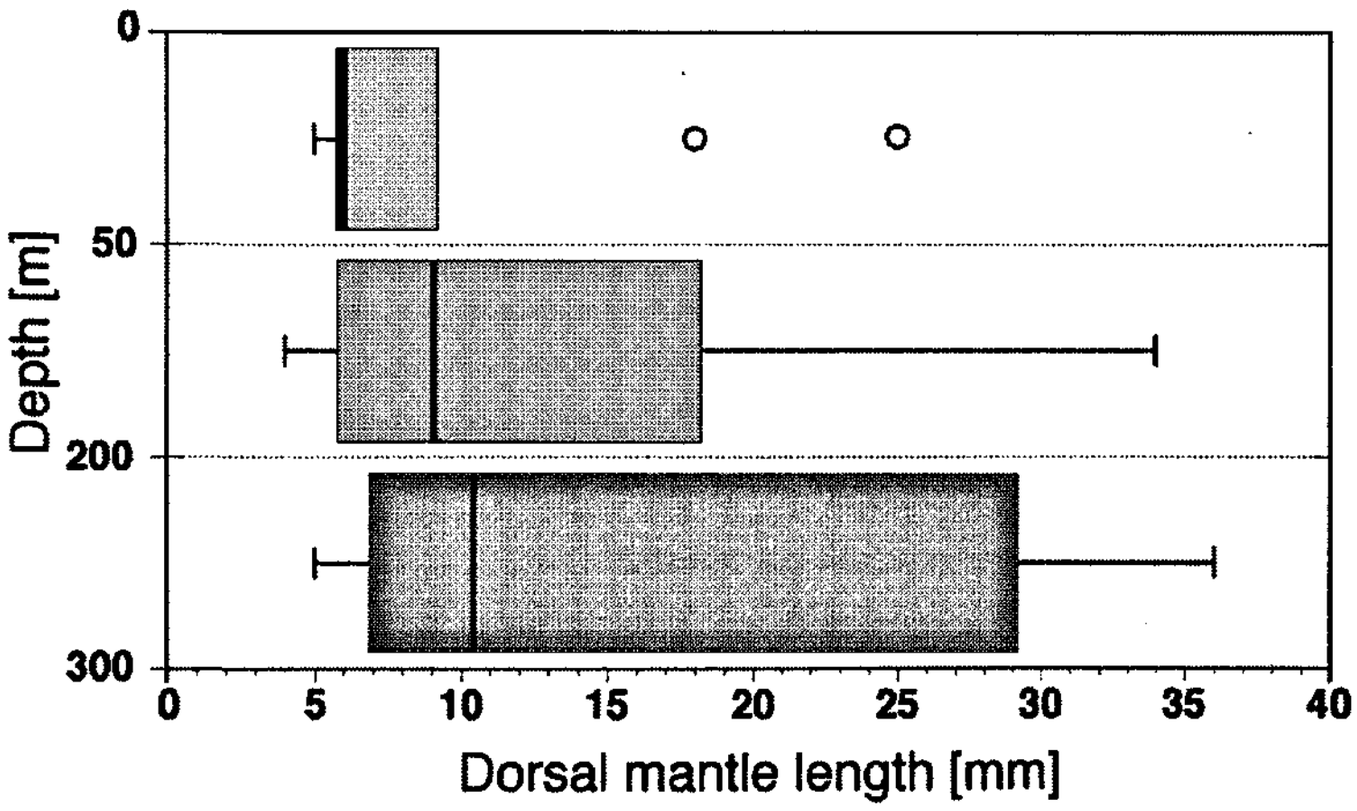


Fig. 7 - *Galiteuthis glacialis*. Vertical size distribution during *RV Polarstern* expedition ANT I in February/March 1983 in the Weddell Sea; from Piatkowski & Hagen (1994).
Galiteuthis glacialis. Distribuzione verticale delle taglie degli esemplari raccolti durante la spedizione ANT I della *N/R Polar Stern* in febbraio/marzo 1983 nel Mare di Weddell. Da Piatkowski e Hagen (1994).

an increase of the squids' body size with depth, a feature which could have only been shown by applying stratified hauls with a modern opening/closing net (Piatkowski & Hagen, 1994).

The same increase of squid body size with depth was also recorded during various samples near the Southern Ocean Polar Front with an opening/closing RMT 25 which has a mouth opening of 25 m^2 and a mesh size of 5000 µm in the cod-end (Piatkowski *et al.*, 1994; Rodhouse & Piatkowski 1995).

These findings and the studies from the Weddell Sea provided new important results in cephalopod ecology. On a vertical scale biomass spectra in Southern Ocean pelagic systems show characteristic peaks of biomass separated by biomass minima (Fig. 8). Body size of squid, in particular of *Galiteuthis glacialis*, increase along this vertical scale. This suggests that positive allometric growth in the brachial crown of Antarctic squid has evolved as an adaptation to the peaked, or domed, structure of the pelagic biomass spectrum which must be spanned by these predators as their optimum prey size increases with growth (Rodhouse & Piatkowski, 1995).

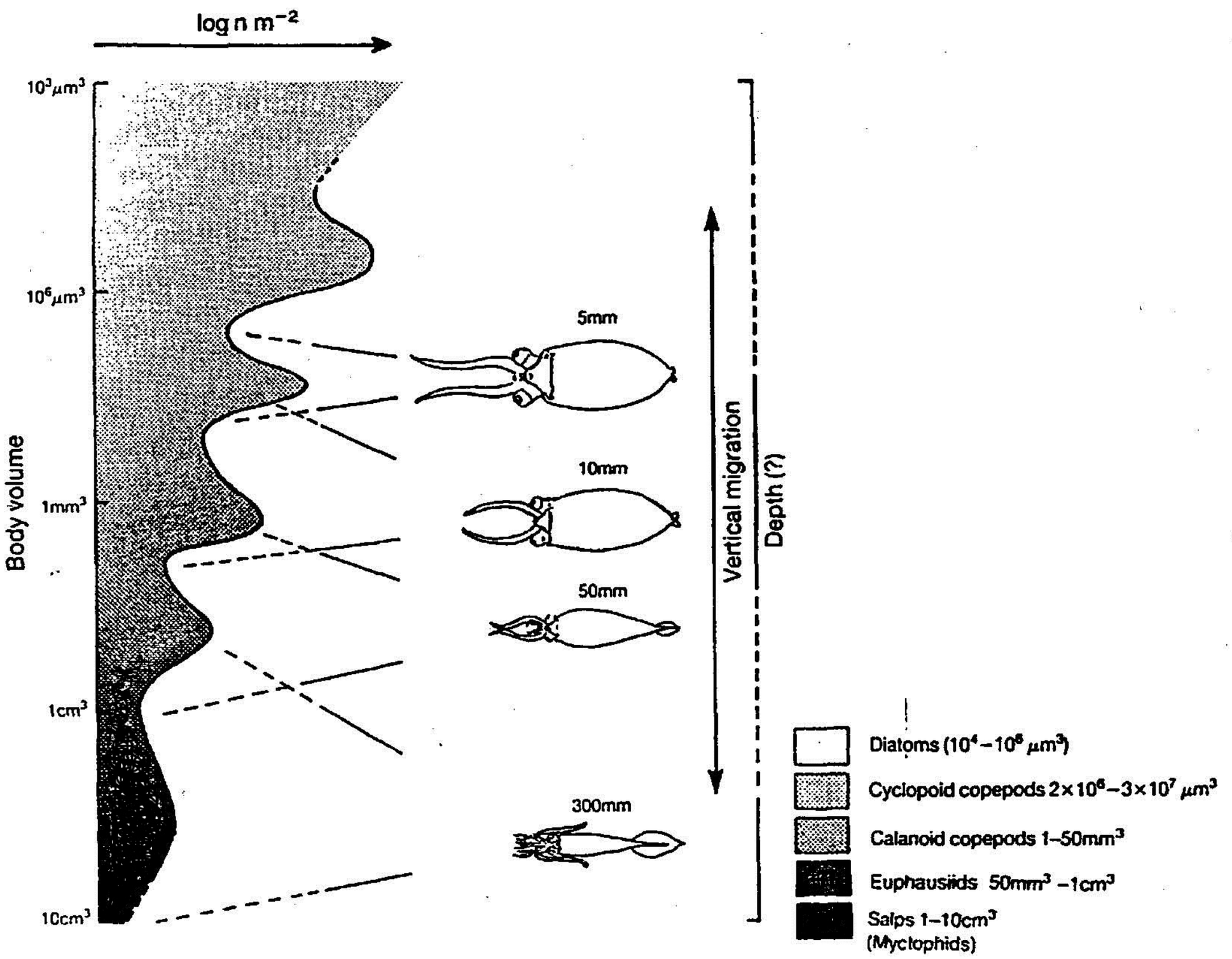


Fig. 8 - *Galiteuthis glacialis*. Schematic diagram illustrating concept of adaptive allometry of brachial crown in response to Antartic pelagic biomass spectrum; from Rodhouse & Piatkowski (1995).

Galiteuthis glacialis. Diagramma schematico illustrante il concetto di allometria adattativa della corona brachiale in relazione allo spettro della biomassa pelagica antartica. Da Rodhouse e Piatkowski (1995).

Efficiency of sampling

There are various factors which bias the results obtained from paralarval surveys. To avoid these factors a suitable sampling technique must be developed by simply using the right gear at the right place and at the right time. This is a difficult attempt. The variety of factors which affect the sampling of planktonic groups has been excellently demonstrated by Haury *et al.* (1978). They clearly summarized the factors into a so-called "sampling filter" which has to be considered if observed patterns derived from plankton samples are related to the true patterns in the sampled pelagic habitat. Some of the factors are of particular importance in collecting cephalopod paralarvae.

Hydrographic processes can result in the dispersion of hatchlings and paralarvae away from the spawning site (Richards *et al.*, 1995). The widely discussed net avoidance which might also be considered in cephalopod paralarvae is another source of bias in estimating reliable recruitment indices from paralarval surveys (e.g. Clarke, 1977; Wormuth & Roper, 1983; Vecchione, 1987). Even the most abundant cephalopod paralarvae in plankton samples off California seemed under-represented when compared with ecologically similar fish larvae (Okutani & McGowan, 1969).

Today there is a great choice of modern equipment to sample the various stages of early life cephalopods efficiently. The use of modern gear that can be towed with high speed (>3 knots ship's speed) is very tempting. Gulf samplers definitely belong to this group. However, they have only a small mouth opening and consequently the filtration rate is very low. They are widely used in ichthyoplankton surveys. But, examination of samples from ICES herring larvae surveys, where these samplers are applied, showed that their efficiency in collecting paralarvae is rather low. The opposite technique could be the use of rather big plankton nets with a wide mouth opening, but with considerable limits in towing speed. The RMT 25 is such a system which is an appropriate gear to sample the micronekton/nekton fauna (Piatkowski *et al.*, 1994). However, pelagic squid are only sampled efficiently at a size of >6 mm DML (Rodhouse & Piatkowski, 1995).

Apart from the MOCNESS system (see above) mid-size plankton nets like the RMT 1+8 seem to be most suitable in collecting cephalopod paralarvae (Lu & Clarke, 1975; Rodhouse *et al.*, 1992; Hatfield & Rodhouse, 1994; Piatkowski & Hagen 1994). Their disadvantage is a complicated handling which allows them to be used only from bigger research vessels in oceanic seas. They cannot be used in shallow coastal regions. Furthermore, their usage is extremely time-consuming, particularly if multiple opening versions are applied.

An easy to handle device remains the Bongo net which is used frequently by many institutions worldwide (e.g. Dawe & Stephen, 1988). The great advantage of this net is the possibility to use it even from small boats in inshore waters where bigger research vessels have no access. During the *RV Poseidon* survey in 1995 (see above) it yielded an astonishingly amount of paralarvae even in shallow regions with bottom depths around 10 m. Limitations are the relatively small samples that are obtained. However, specimens collected with this gear are mostly in a much better condition as those sampled with RMT, IKMT or MOCNESS. Towing speeds can be as high as 3.5 knots which probably decreases net avoidance. This net should be seriously considered if standard sampling of cephalopod paralarvae in coastal waters will be developed.

The examples shown in this study emphasize that paralarval surveys must not

be underemphasized as they are fundamental in studying distribution, biology, spawning areas and population structure of cephalopods.

However, as no standard sampling programmes exist in most parts of the world ocean today, there is still a demand of standardizing and improving sampling techniques before routine sampling of paralarval stages for predicting recruitment can be achieved. On the other hand, paralarval surveys do sometimes not necessarily predict good estimations of adult stock size as shown for the short-finned squid *Illex illecebrosus* in the North West Atlantic Ocean. There, sampling of paralarval stages in the Gulf Stream showed large fluctuations over a period of years when fishing remained at a relatively constant level (Dawe & Warren, 1992; Coelho *et al.*, 1994). Spawning areas often do not correspond with the areas of highest fishing effort. This was recently demonstrated for another short-finned squid, *Todarodes sagittatus*, which is a highly migratory species (Borges & Wallace, 1993), and which has great implications for its fisheries management.

Conclusions

Target sampling, i.e. directed sampling of distinct layers within the water column by modern and modified multiple opening/closing nets has been demonstrated to be a powerful tool to detect fine and meso-scale distribution patterns of early life stages of squid. It further provides alternative approaches to assess cephalopod stocks and gives new insight into cephalopod ecology, e.g. the adaptation of arm and tentacle crowns to a changing prey spectrum during the cephalopod's ontogeny.

Acknowledgements

I want to express my gratitude to Dr. Gianni Bello, Prof. Giovanni Marano and the Italian Society of Marine Biology. They invited me to present a "relazione" at the 28th Congress of the S.I.B.M. which resulted in the present paper. Thanks are also due to Ana Moreno and Francisco Rocha for identifying the loliginid paralarvae. Parts of this research were funded by grants from the German Ministry of Research and Technology (MFE 05408), the German Research Council (Ne 99/21-1; DFG II C 7-322529), the British-German Academic Research Collaboration Programme (313-ARC-VI-92/65), the British Antarctic Survey, and the Programme of Research and Technological Development of the European Commission (AIR-CT92-0573).

Riassunto

Lo studio dell'ecologia e della dinamica di popolazione dei cefalopodi è limitato da tutta una serie di problemi. Il più grave è causato dalla spiccata capacità degli adulti dei cefalopodi pelagici di evitare gli attrezzi da campionamento, i quali risultano, pertanto, sostanzialmente inadeguati all'uopo. Per la maggior parte delle specie si ottengono migliori stime quantitative basandosi sull'abbondanza dei primi stadi del ciclo biologico (paralarve e giovani), i quali vengono adeguatamente raccolti per mezzo delle tecniche moderne di campionamento. Di conseguenza, la raccolta degli stadi giovanili precoci ha assunto una sempre maggior importanza ed ha consentito risultati significativi in diversi aspetti della biologia della pesca dei cefalopodi. Raccolte recenti di zooplancton e micronecton nell'Atlan-

tico nord-orientale, nel Mar Arabico e nei mari circumantartici, mediante le più moderne attrezzature, hanno fornito nuovi importanti dati sui primi stadi della vita dei cefalopodi. Alcuni dei risultati presentati in questa revisione dimostrano l'adeguatezza delle attuali attrezzature per lo studio di aspetti essenziali della biologia e dell'ecologia delle prime fasi della vita dei cefalopodi, quali la distribuzione su micro- e mesoscala e persino gli adattamenti morfologici all'abbondanza delle prede.

References

BORGES T., WALLACE J.C. (1993) - Some aspects of the fishery biology of the ommastrephid squid *Todarodes sagittatus* (Lamarck, 1798) from the Northeast Atlantic. *Recent advances in cephalopod fisheries biology*. Eds. T. Okutani, R.K. O'Dor and T. Kubodera. Tokai University Press, Tokyo: 25-36.

CLARKE M.R. (1977) - Beaks, nets and numbers. *Symp. zool. Soc. Lond.*, **38:** 89-126.

COELHO M.L., STOBBERUP K.A., O'DOR R.K., DAWE E.G. (1994) - Life history strategies of the squid, *Illex illecebrosus*, in the Nortwest Atlantic. *Aquat. Living Resour.*, **7** (4): 233-246.

DAWE E.G., STEPHEN S.J. (1988) - The cephalopod assemblage of the Gulf Stream system east of 60°W. *Malacologia*, **29:** 235-245.

DAWE E.G., WARREN W.G. (1992) - Recruitment of short-finned squid in the Northwest Atlantic Ocean and some environmental relationships. *J. Cephalopod Biol.*, **2** (2): 1-21.

FAO (1993) - Marine fisheries and the law of the sea: a decade of change. Special chapter (revised) of the *The State of Food and Agriculture 1992. FAO Fish. Circ.*, **853**: 66 pp.

FORSYTHE J.W. (1993) - A working hypothesis of how seasonal temperature change may impact the field growth of young cephalopods. *Recent advances in cephalopod fisheries biology*. Eds. T. Okutani, R.K. O'Dor and T. Kubodera. Tokai University Press, Tokyo: 133-143.

GUERRA A., ROCHA F. (1994) - The life history of *Loligo vulgaris* and *Loligo forbesi* (Cephalopoda: Loliginidae) in Galician waters (NW Spain). *Fish. Res.*, **21** (1-2): 43-69.

HANLON R.T., TURK P.E., LEE P.G., YANG W.T. (1987) - Laboratory rearing of the squid *Loligo pealei* to the juvenile stage: growth comparisons with fishery data. *Fish. Bull. U.S.*, **85** (1): 163-167.

HATFIELD E.M.C., RODHOUSE P.G. (1994) - Distribution and abundance of juvenile *Loligo gahi* in Falkland Island waters. *Mar. Biol.*, **121**: 267-272.

HAURY L.R., McGOWAN J.A., WIEBE P.H. (1978) - Patterns and processes in the time-space scales of plankton distributions. *Spatial patterns in plankton communities*. Ed. J.H. Steele. Plenum Press, New York: 277-327.

LU C.C., CLARKE M.R. (1975) - Vertical distribution of cephalopods at 11°N, 20°W in the North Atlantic. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **55**: 369-389.

MORENO A., CUNHA M.M., PEREIRA J.M.P. (1994) Population biology of veined squid (*Loligo forbesi*) and European squid (*Loligo vulgaris*) from the Portuguese coast. *Fish. Res.*, **21** (1-2): 71-86.

OKUTANI T., McGOWAN J.A. (1969) - Systematics, distribution and abundance of the epiplanktonic squid (Cephalopoda, Decapoda) larvae of the California Current, April 1954 - March 1957. *Bull. Scripps Inst. Oceanogr.*, **14:** 1-90.

OKUTANI T., WATANABE T. (1983) - Stock assessment by larval surveys of the winter population of *Todarodes pacificus* Steenstrup (Cephalopoda: Ommastrephidae), with a review of early works. *Biol. Oceanogr.*, **2** (2-4): 401-431.

PIATKOWSKI U., HAGEN W. (1994) - Distribution and lipid composition of early life stages of the cranchiid squid *Galiteuthis glacialis* (Chun) in the Weddell Sea, Antarctica. *Antarct. Sci.*, **6** (2): 235-239.

PIATKOWSKI U. WELSCH W., RÖPKE A. (1993) - Distribution patterns of the early life stages of pelagic cephalopods in three geographically different regions of the Arabian Sea. *Recent*

advances in cephalopod fisheries biology. Eds. T. Okutani, R.K. O'Dor and T. Kubodera. Tokai University Press, Tokyo: 417-431.

PIATKOWSKI U., RODHOUSE P.G., WHITE M.G., BONE D.G., SYMON C. (1994) - Nekton community of the Scotia Sea as sampled by the RMT 25 during austral summer. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **112:** 13-28.

RICHARDS S.A., POSSINGHAM H.P., NOYE B.J. (1995) - Larval dispersion along a straight coast with tidal currents: complex distribution patterns from a simple model. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **122**: 59-71.

RODHOUSE P.G., CLARKE M.R. (1986) - Distribution of the early-life phase of the Antarctic squid *Galiteuthis glacialis* in relation to the hydrology of the Southern Ocean in the sector 15° to 30°E. *Mar. Biol.*, **91**: 353-357.

RODHOUSE P.G., PIATKOWSKI U. (1995) - Fine-scale distribution of juvenile cephalopods in the Scotia Sea and adaptive allometry of the brachial crown. *Mar. Biol.*, **124:** 111-117.

RODHOUSE P.G., SYMON C., HATFIELD E.M.C. (1992) - Early life cycle of cephalopods in relation to the major oceanographic features of the southwest Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **89:** 183-195.

RÖPKE A., NELLEN W., PIATKOWSKI U. (1993) - A comparative study on the influence of the pycnocline on the vertical distribution of fish larvae and cephalopod paralarvae in three ecologically different areas of the Arabian Sea. *Deep-Sea Res. II*, **40** (3): 801-819.

ROWELL T.W., TRITES R.W., DAWE E.G. (1985) - Distribution of short-finned squid (*Illex illecebrosus*) larvae and juveniles in relation to the Gulf Stream frontal zone between Florida and Cape Hatteras. *NAFO Sci. Coun. Studies*, **9:** 77-92.

SAKURAI Y., BOWER J.R., NAKAMURA Y., YAMAMOTO S., WATANABE K. (1996) - Effect of temperature on development and survival of *Todarodes pacificus* embryos and paralarvae. *Amer. Malac. Bull.*, **13** (1/2): 89-95.

SMITH P.E., RICHARDSON S.L. (1977) - Standard techniques for pelagic fish egg and larva surveys. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **175**: 100 pp.

VECCHIONE M. (1987) - Juvenile ecology. *Cephalopod life cycles. II. Comparative reviews*. Academic Press, London: 61-84.

WIEBE P.H., BURT K.H., BOYD S.H., MORTON A.W. (1976) - A multiple opening/closing net and environmental sensing system for sampling zooplankton. *J. Mar. Res.*, **34:** 313-326.

WORMUTH J.H., ROPER C.F.E. (1983) - Quantitative sampling of oceanic cephalopods by nets: problems and recommendations. *Biol. Oceanogr.*, **2** (2-4): 357-377.

YOUNG R.E., HARMAN R.F. (1988) - "Larva", "paralarva" and "subadult" in cephalopod terminology. *Malacologia*, **29** (1): 201-207.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 273-283

S. FRASCHETTI, A. GIANGRANDE

Dipartimento di Biologia, Laboratorio di Zoologia, Università di Lecce - 73100 Lecce, Italia.

INTERAZIONI FRA LARVE, GIOVANI E ADULTI NELLA DINAMICA DELLE COMUNITÀ MARINE

LARVAL, JUVENILE AND ADULT INTERACTIONS IN MARINE COMMUNITY DYNAMICS

Abstract

The role of pre- and post-settlement events (recruitment limitation) in the dynamics of both populations and communities is receiving increasing attention, but a better understanding of the links between quali-quantitative variations in recruitment and the adult population is still needed. Recruitment, infact, combines both the effect of larvae and juveniles on adults and viceversa, passing through different ecological comparts, often of difficult interpretation. In this framework, differencies in life strategies linked to differencies among some controlling factors between soft- and hard bottoms make a single ecological approach impossible, but an effort in unifying concepts and nomenclature is necessary.

Key-words: Recruitment, pre-settlement, post-settlement, larval-juvenile-adult interactions.

Introduzione

Sino alla fine degli anni settanta l'ecologia marina è stata dominata da una visione deterministica, secondo cui le popolazioni erano controllate da fattori densità-dipendenti. Con questo approccio, per qualche decennio, le comunità sono state considerate come *unità chiuse*, regolate da competizione e predazione, con l'implicita assunzione che tali interazioni avvenissero fra adulti. Un rinato interesse nei confronti del reclutamento nel determinare la struttura di popolazione, ha coinciso con quello per i processi di non-equilibrio (Underwood e Fairweather, 1989; Connell, 1979; 1985) che hanno condotto a considerare le comunità *unità aperte*, rifornite dal punto di vista larvale da aree limitrofe (Lewin, 1986; Gaines e Roughgarden, 1985; Underwood e Fairweather, 1989; Gaines e Lafferty, 1995). In realtà, già Thorson negli anni '50 aveva parlato di limitazione da reclutamento e negli anni '70, Sale (1977) spiegava la coesistenza delle specie attraverso reclutamento stocastico a partire da un pool comune di larve pelagiche. L'importanza della *supply side ecology* (ecologia del rifornimento laterale) si basa comunque sul fatto di aver inserito gli effetti del reclutamento in un'ottica sinecologica, quando in passato si riteneva fossero di esclusiva pertinenza autoecologica.

Nonostante la loro riconosciuta importanza, larve e forme giovanili continuano ad essere per lo più ignorate o sottostimate negli studi ecologici soprattutto per problemi di carattere tecnico (piccole dimensioni, crescita assai rapida). In effetti, il legame fra le differenti fasi di ciclo vitale non è facile da individuare (difficili stime di mortalità, problemi di identificazione), così che nonostante in questi ultimi anni sia stata pubblicata una buona mole di lavori sull'influenza esercitata da larve e forme giovanili sugli adulti (Cameron e Rumrill, 1982; Bachelet, 1990; Bachelet *et al.*, 1992 a, b; Minchinton e Scheibling, 1993; Feller

et al., 1992; Kunitzer, 1992; Doherty e Fowler, 1994; Olafsson *et al.*, 1994; Booth e Brosnam, 1995; Danovaro *et al.*, 1995; Fraschetti e Giangrande, 1997; Fraschetti *et al.*, in prep.) e viceversa (Woodin, 1976; Ambrose, 1984; Committo, 1987) moltissimi aspetti rimangono ancora senza risposta (Booth e Brosnan, 1995).

A rendere più complesso un inquadramento generale di tali interazioni, contribuisce il fatto che la maggior parte dei lavori faccia riferimento alle relazioni intraspecifiche di organismi che vivono nell'intertidale, sottovalutando le relazioni interspecifiche, sia dirette che indirette. Inoltre, i lavori pubblicati sui fondi duri e sui fondi molli su questo argomento per lo più si muovono in parallelo, con rari tentativi di confronto (Glémarec e Guillou, 1996), causando un utilizzo spesso contraddittorio dei termini e delle definizioni.

Il fine di questo lavoro è quello di trovare un approccio ecologico di tipo unificante fra fondi duri e molli, relativo anche a concetti e nomenclatura, per chiarire 1) l'importanza del reclutamento rispetto ad altri processi demografici nel determinare le densità locali 2) la varietà di interazioni che intervengono fra adulti, larve e forme giovanili.

Insediamento, reclutamento e limitazioni al reclutamento: alcune definizioni

Gli eventi che precedono l'insediamento (*pre-settlement events*) riguardano le interazioni ed i processi che coinvolgono le larve nella colonna d'acqua. Thorson (1950) ha ipotizzato tassi di mortalità molto elevati (superiori al 90 %) che, tuttavia, sono stati raramente misurati. Tutte le interazioni adulti-larve devono essere considerate nell'ambito degli eventi pre-insediamento.

Insediamento: associazione con il substrato da parte delle larve di organismi bentonici; la competizione intraspecifica fra individui appena insediati può essere rilevante, soprattutto sui fondi duri.

Eventi post-insediamento: riguardano le interazioni fra adulti e forme giovanili, appena insediate, come predazione, interferenza per bioturbazione, modificazione locale di correnti, protezione dalla predazione, rilascio di sostanze. E' stato suggerito che gli eventi relativi al pre-insediamento determinano la distribuzione delle reclute, mentre la mortalità post-insediamento determina la densità dei giovanili (Stoner, 1990).

Reclutamento: mentre l'insediamento é un fenomeno biologico facilmente definibile ed individuabile, il reclutamento richiede una definizione di carattere operativo. Booth e Brosnam, (1995) e Sutherland (1990), definiscono il reclutamento come "l'ingresso nella popolazione bentonica di individui che sono sopravvissuti sino ad una taglia specifica dopo l'insediamento, senza essere ancora adulti". Il reclutamento nella maggior parte dei casi è definito dall'osservatore e l'individuazione del periodo e della taglia per la sua definizione sono diversi a seconda delle caratteristiche di accrescimento delle specie in esame.

Limitazione al reclutamento: viene definita come tasso di reclutamento insufficiente a mantenere una popolazione di una determinata dimensione o, secondo Sutherland (1990), a riempire tutto lo spazio disponibile. Tale limitazione può dipendere sia dagli eventi pre-insediamento sia dagli eventi post-insediamento. Il concetto di limitazione al reclutamento emerge però da lavori relativi ai fondi duri nei quali si riteneva che l'abbondanza degli adulti fosse limitata dalla disponibilità larvale (eventi pre-insediamento) più che dagli eventi post-insediamento

(competizione, predazione e disturbo) (Underwood e Fairweather, 1989). In questo senso, la limitazione al reclutamento dipenderebbe maggiormente dai processi che avvengono nella colonna d'acqua e che causano mortalità larvale, e sarebbe assimilabile al concetto di *supply side ecology* (Underwood e Fairweather, 1989; Sale, 1990). Tuttavia, Victor (1986) definisce la disponibilità larvale come limitazione primaria al reclutamento, mentre i fattori negativi che agiscono sulla densità iniziale degli appena insediati come limitazione secondaria al reclutamento.

Eventi post-reclutamento: esposizione da parte delle reclute a disturbi di carattere fisico ed idrodinamico e a limitazione alimentare, competizione per lo spazio sia con conspecifici sia con altre specie, pressione predatoria da parte di altri organismi mobili epibentonici.

Meiofauna temporanea: forme giovanili della macrofauna appena insediate della stesse dimensioni della meiofauna permanente (<500 μm). Sui fondi mobili, la predazione da parte della meiofauna permanente è stata calcolata in misura superiore al 90% degli individui insediati (Feller *et al.*, 1992; Zobrist e Coull, 1992; Bachelet, 1990). Minore attenzione è stata rivolta alla definizione delle diverse fasi del ciclo vitale degli organismi vagili dei fondi duri, dove infatti non esiste la suddivisione in 'temporaneo' e 'permanente'.

Studi recenti hanno messo in evidenza come la mortalità pre-insediamento possa essere inferiore a quella post-insediamento, nonostante tradizionalmente sia stato sempre sottolineato come lo stadio larvale planctonico sia il più vulnerabile nel ciclo vitale degli invertebrati marini (Gaines e Lafferty, 1995).

Il problema della densità. Regolazione e limitazione

L'arrivo delle reclute può influenzare quantitativamente la dinamica della popolazione residente, che a sua volta può influenzare sia l'insediamento, sia la sopravvivenza delle reclute. Tuttavia, le interazioni (negative o positive), che avvengono in ambedue i sensi, sono sempre mediate dalla densità, sia della popolazione adulta sia delle larve in arrivo.

In presenza di popolazioni densità-indipendenti, la dinamica sarà regolata per lo più dal reclutamento e gli eventi pre-insediamento diventano di importanza fondamentale. Al contrario, in presenza di popolazioni densità-dipendenti, la popolazione residente è in grado di regolare l'arrivo delle reclute e le dinamiche successive saranno più dipendenti dagli eventi post-insediamento e post-reclutamento. Come conseguenza, quando la mortalità è densità-indipendente, le dimensioni locali della popolazione sono determinate principalmente dal reclutamento, mentre quando la mortalità è fortemente densità-dipendente, le dimensioni della popolazione non rifletteranno le fluttuazioni del reclutamento (Caley *et al.*, 1996; Carrol, 1996). Un processo come il reclutamento, quindi, può limitare una popolazione (limitazione intesa come aggiunta o sottrazione di individui senza nessun tipo di regolazione da parte della popolazione adulta) se la sua crescita è densità-indipendente, o regolarla se la sua crescita è densità-dipendente.

E' stato ipotizzato che il ruolo del reclutamento possa essere differente a seconda delle caratteristiche del ciclo vitale delle specie (Hughes, 1990): un aumento della longevità (che consente a numerose cohorti di reclute di essere accumulate nella popolazione) rende più difficile quantificare la regolazione da reclutamento (Warner e Chesson, 1985). Quando l'accumulo è elevato, anche gli adulti si accumulano come risultato di molti eventi di reclutamento. Di conse-

guenza, impulsi recenti di reclutamento possono avere effetti minori sul numero totale di individui, se confrontati con quanto avviene in una popolazione a ciclo vitale più breve. L'evidenza più diretta di limitazione da reclutamento si trova infatti in popolazioni dove il reclutamento sia episodico e dove gli adulti abbiano vita breve (Victor, 1986; Booth e Brosnam, 1995).

Fondi duri

Effetti del reclutamento sulla popolazione residente

L'importanza degli eventi pre-insediamento nella dinamica delle comunità di fondo duro deriva dal fatto che spesso, in questo ambiente, le popolazioni sono considerate aperte e strettamente dipendenti dall'apporto larvale della colonna d'acqua.

Tuttavia, la relazione fra reclutamento e abbondanza degli adulti è stata determinata di rado (Menge e Farrel, 1989; Hughes, 1990), ed in pochi casi è stata riscontrata una correlazione fra elevato reclutamento e densità degli adulti (Menge e Farrel, 1989; Menge, 1991), e per lo più relativamente all'intertidale.

In generale, sembra che le densità di reclute ed adulti siano positivamente correlate quando il reclutamento sia scarso e non correlate quando il reclutamento è intenso (Connel, 1985; Gaines e Roughgarden, 1985). Tuttavia, Menge e Farrell (1989) evidenziano un mosaico di situazioni, in cui l'abbondanza degli adulti può essere influenzata da altri fattori oltre il reclutamento. Bisogna infatti considerare che l'influenza del reclutamento varia con il tempo di osservazione, e che la correlazione fra reclutamento e densità post-reclutamento diventa sempre più debole con la crescente influenza delle cause di mortalità post-reclutamento come predazione e competizione interspecifica (Sutherland e Ortega, 1986).

A livello di comunità, le variazioni nel successo del reclutamento possono influenzare in modo significativo l'importanza e la frequenza delle interazioni. Menge e Sutherland (1987) ipotizzano che le interazioni fra le specie (competizione e predazione) saranno più importanti ad alti tassi di reclutamento, ma anche in questo caso esistono pochi lavori a supporto di tale ipotesi (Sutherland e Ortega, 1986; Sutherland, 1990).

Effetto degli adulti sul reclutamento

Esperimenti di manipolazione sulla densità dei residenti hanno dimostrato l'esistenza di meccanismi di inibizione, facilitazione o neutralismo sul reclutamento (Connell e Slatyer, 1975; Osman *et al.* 1989), confermando come le comunità siano più che una semplice funzione della disponibilità larvale.

Il ruolo delle interazioni adulti-larve (prevalenti nelle comunità dominate da organismi sessili) e adulti-giovani nella regolazione delle comunità è stato rivalutato nei i fondi duri, dove notoriamente esiste una forte competizione per lo spazio e dove le interazioni adulti-adulti sono sempre state considerate di primaria importanza. Molto spesso, si tratta di lavori che esaminano le interazioni intraspecifiche dove le alte densità degli adulti interferiscono sull'insediamento dei giovani (Branch, 1984). Anche tra le interazioni interspecifiche, comunque, quelle inibitorie (predazione sulle larve, inibizione dell'insediamento tramite produzione di sostanze chimiche) sembrano prevalere (Standing, 1976; Branch, 1984), anche se vi sono esempi di facilitazione (Davis, 1996).

Nell'ambito delle interazioni adulti-giovani, la mortalità precoce delle forme giovanili appena insediate sembra essere dovuta a fenomeni di epibiosi, scalzamento dal substrato e predazione (Osman *et al.*, 1989; 1992; Zamorano *et al.*, 1995), nonchè alla disponibilità di cibo che può essere importante anche quando lo spazio non è un fattore limitante (Zajact *et al.*, 1989). In particolare, da sottolineare il ruolo dei micropredatori sulle forme giovanili appena insediate, che può rappresentare un'importante fonte di mortalità post-insediamento, influenzando l'importanza di ulteriori interazioni fra adulti (Osman *et al.*, 1989).

Fondi molli

Effetti del reclutamento sulle popolazioni residenti

In questo ambiente è ancora meno chiaro se le densità delle popolazioni adulte siano fortemente influenzate dall'*input* larvale. Ad esempio, un elevato insediamento di *Mya arenaria,* dopo un inverno particolarmente severo che ha determinato la mortalità della maggior parte degli adulti, non ha coinciso con precedenti picchi di abbondanza delle larve nella colonna d'acqua (Olaffson *et al.*, 1994), in questo caso, la forte dominanza di una classe d'età in seguito ad un periodo di mortalità massiva, potrebbe essere dovuta ad un'elevata sopravvivenza delle reclute dopo la soppressione di interazioni negative fra adulti e appena insediati. Comunque, nessuno studio si è dimostrato in grado di distinguere la mortalità nella fase di pre-insediamento da quella nella fase post-insediamento, e pochi studi hanno valutato l'importanza della limitazione da reclutamento nei fondi mobili (Noda e Nakao, 1996).

Effetti degli adulti sul reclutamento

Nelle comunità di fondo mobile, le interazioni adulti-giovani sono sempre state considerate molto importanti nel mantenere le popolazioni al di sotto di densità tali da prevenire ulteriore competizione (Thorson, 1950; Ambrose, 1984).

Da una recente revisione (Olaffson *et al.*, 1994) risulta, infatti, che sui fondi mobili, i fattori di post-insediamento sono particolarmente importanti nel determinare la struttura della comunità adulta. Tra questi, la predazione dei giovani insediati da parte di adulti sia della macrofauna sia della meiofauna (Zobrist e Coull, 1992; Danovaro *et al.*, 1995) possono portare ad una mortalità così elevata che è possibile riscontrare una migliore correlazione tra le abbondanze di larve e individui appena insediati (meiofauna temporanea) che tra le abbondanze della meiofauna temporanea e quelle della macrofauna (Feller *et al.*, 1992) (*bottleneck hypothesis*). Se queste interazioni adulti-larve hanno una così grande influenza sulla persistenza della comunità residente, ne consegue che le limitazioni al reclutamento riferite all'apporto di larve giocano in questi ambienti un ruolo minore.

Nei fondi mobili, le interazioni adulti-giovani e adulti-larve non si esplicano solo tramite la predazione ma coinvolgono anche interazioni mediate dal sedimento (stabilizzazione e destabilizzazione dei sedimenti, ingestione di pseudofeci). La prevalenza di meccanismi inibitori o facilitatori dipende dalla densità degli adulti (Whitlatch e Zajac, 1985; Gallagher *et al.*, 1983). Probabilmente, ad alta densità di residenti, esse rappresentano il meccanismo inibitorio in grado di mantenere determinate strutture di comunità (Cummings *et al.*, 1996). Ma quan-

do le risorse non sono limitate e le densità sono basse, gli adulti sembrano inizialmente giocare un ruolo facilitatorio (Thrush *et al.*, 1992).

Sino ad oggi, molti studi relativi ai fondi mobili hanno caratterizzato gli organismi in gruppi funzionali per identificare generalità nelle interazioni adulti-larve. Rhoads e Young (1970) e Young e Rhoads (1971) sono stati i primi a suggerire l'esistenza dell'amensalismo, identificando differenti gruppi funzionali che possono avere diverse influenze sul reclutamento e di conseguenza sulla struttura delle comunità di fondo mobile. Un'estensione di questo modello è stata proposta da Woodin (1976) che ha enfatizzato, nell'innesco delle interazioni, l'importanza della densità degli organismi interagenti. Di conseguenza, nelle comunità ad alta densità, gli adulti rappresenterebbero una sorta di filtro che inibisce il passaggio dal plancton al benthos (filtrazione di larve). Comunque, molti studi hanno sollevato dubbi sia sull'uso di gruppi funzionali (Weinberg, 1984, Posey, 1990) sia sull'ipotesi della Woodin (*in accordo*: Crowe *et al.*, 1987; Bachelet *et al.*, 1992 a, b; Andrè e Rosenberg, 1991; Glèmarec e Guillou, 1996; *contrari*: Gray, 1981; Maurer, 1983; Committo, 1987; Ertman e Jumars, 1988).

Anche le differenze nell'habitat (granulometria del sedimento) possono avere un'importante influenza nell'espressione delle interazioni adulti-forme giovanili (Peterson, 1982; Olafsson, 1989; Ahn *et al.*, 1993; Thrush *et al.*, 1996).

Infine, molte specie dell'infauna presentano una fase dispersiva secondaria (movimenti post-insediamento), tale da mascherare notevolmente le interazioni biotiche locali (Wilson, 1994; Cummings *et al.*, 1996).

Conclusioni

Le interazioni fra adulti e giovani sono state largamente sottostimate nella dinamica delle comunità sia di fondo duro che di fondo mobile (Glémarec e Guillou, 1996), anche se è stato più volte sottolineato come le interazioni negative tra adulti, larve e giovani mantengano le popolazioni di specie di fondo mobile a densità tali da evitare ulteriore competizione tra adulti, e come le interazioni adulti-larve siano importanti sui fondi duri, dove il modello inibitorio di successione è più applicabile rispetto ai fondi mobili.

Gli eventi pre- e post-insediamento sembrano avere un peso differente nei due ambienti, probabilmente in dipendenza del diverso tipo di interazioni tra le caratteristiche del ciclo vitale degli organismi e quelle ambientali. I fondi duri, com'è noto, sono sistemi limitati nello spazio ad alta competizione e le loro popolazioni vengono fortemente influenzate da interazioni biologiche fra specie importanti dal punto di vista funzionale (Dayton, 1984). Una strategia vincente in questi ambienti è quella di mantenere lo spazio occupato. Al contrario, i fondi mobili manifestano scarsa evidenza di competizione diretta, con predominanza di interazioni mediate dal sedimento.

Una delle differenze maggiori fra i due ambienti, risulta dal fatto che i fondi duri sono dominati da organismi sessili, le cui popolazioni vengono ricostituite principalmente dai propaguli presenti nella colonna d'acqua, rendendo particolarmente rilevante il ruolo degli eventi pre-insediamento. Al contrario, la continuità dell'ambiente e la mobilità delle specie rende più difficile sui fondi mobili l'applicazione del concetto di ecologia del rifornimento laterale (Frid, 1989).

Comunque, sia nei fondi duri che nei fondi molli, le comunità possono essere costituite da un mosaico di popolazioni con strategie differenti, alcune auto-

perpetuantesi, altre più dipendenti da popolazioni limitrofe, e di conseguenza l'importanza relativa degli eventi pre- e post-insediamento varia in dipendenza sia della specie sia del sito (Stoner, 1990).

In ambedue gli ambienti non è ancora chiaro quanto l'intensità del reclutamento influenzi le popolazioni residenti e di conseguenza non si possono fare predizioni riguardanti l'influenza del reclutamento sulla dinamica della comunità, e questo soprattutto nelle comunità di fondo mobile, dove gli eventi post-insediamento sembrano giocare un ruolo particolarmente importante. Ad esempio, la predazione da parte della meiofauna permanente sulle forme giovanili appena insediate, capace di mantenere basse densità negli adulti, è probabilmente un fattore post-insediamento che ha un differente impatto nei due ambienti, visto che la meiofauna permanente è molto abbondante nell'habitat interstiziale. E' da sottolineare, comunque, come il ruolo della predazione delle forme giovanili da parte della meiofauna sia stato ampiamente trascurato negli ambienti di fondo duro.

Le differenze nelle strategie di ciclo vitale, legate a quelle tra fattori di controllo nei due ambienti rende difficile avere un approccio ecologico unitario, anche se sarebbe opportuno uno sforzo nell'unificare concetti e nomenclatura. Più probabilmente, le interazioni adulti, larve e giovani sono importanti nello strutturare ogni tipo di comunità ad alta densità, prossima al suo limite di risorse, sia spaziali che trofiche.

Summary

The influence of larval supply on the structure of marine communities was stressed since the beginning of this century, when the importance of recruitment limitation was recognised. Later, however, theories of density-dependent population regulation prevailed over theories stressing the importance of life cycle features, at least in benthic ecology. Re-appreciation of recruitment in determining population structure arose from interest on non-equilibrial processes leading to consider communities as open units. Recruitment limitation depends both on water column processes producing larval mortality (potential recruitment) and settler mortality affecting early post-larval supply (realised recruitment). The effect of recruit arrival on the dynamics of open population stresses both the importance of additional knowledge of mortality patterns of the population (post-recruitment processes), and the dichotomy between population limitation and regulation. When mortality is density independent, local population size is determined solely by recruitment, whilst when mortality is strongly density dependent local population size will not reflect recruitment fluctuations. But few studies are available on the effects of recruitment on adult population, especially relatively to soft bottoms. The correlation between recruitment and adult densities is not clear, both for hard- and soft-bottom organisms. However, larval supply seems to be more limiting in hard-bottom system. A more extensive literature is available on the effects of adults on recruitment. Strong negative interactions among larvae, juveniles and adults have been hypothesised as the main factor structuring soft-bottom communities. In dense infaunal assemblages adult abundances represent a sort of filter, maintaining adult densities at such levels to avoid further competition. Larval-adult interactions can be important also in rocky bottom communities, where settlement inhibition can occur by the ingestion of larvae. Finally, the impact of the permanent meiofauna on recruits, largely assessed for soft-bottom communities,

is still unknown on hard-bottom. In this framework, differences in life-strategies linked to differences among some controlling factors between hard- and soft-bottoms make a single ecological approach impossible but an effort in unifying concepts and nomenclature is necessary.

Bibliografia

AHN I.Y., LOPEZ G., MALOUF R. (1993) - Effects of the gem clam *Gemma gemma* on the early post-settlement emigration, growth and survival of the hard clam *Mercenaria mercenaria*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **99**: 61-70.

AMBROSE W.G. (1984) - Influence of residents on the development of a marine soft-bottom community. *J. Mar. Res.*, **42**, 633-654.

ANDRÉ C., ROSENBERG R. (1991) - Adult-larval interactions in the suspension-feeding bivalves *Cerastoderma edule* and *Mya arenaria*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **71**: 227-234.

BACHELET G. (1990) - Recruitment of sediment infaunal invertebrates: the importance of juvenile benthic stages. *La mer*, **28**: 199-210.

BACHELET G., DESPREZ M., DUCROTOY J.-P., GUILLOU J., LABOURG P.J., RYBARCZYK H., SAURIAU P.G., ELKAIM B., GLEMAREC M. (1992a) - Role de la competition intraspécifique dans la régulation du recrutement chez la coque, *Cerastoderma edule* (L.). *Ann. Inst. océanogr.*, Paris, **68** (1-2): 75-87.

BACHELET G., GUILLOU J., LABOURG P.J. (1992b) - Adult-larval and juvenile interactions in the suspension-feeding bivalve, *Cerastoderma edule* (L.): field observations and experiments. In *Marine eutrophication and population dynamics* (Colombo G., Ferrari I., Ceccherelli V.U., Rossi R., eds.), Olsen and Olsen, Denmark: 175-182.

BOOTH D.J., BROSNAN D.M. (1995) - The role of recruitment dynamics in rocky shore and coral reef fish communities. *Advances in ecological research* , **26**: 309-383.

BRANCH G.M. (1984) - Competition between marine organisms: ecological and evolutionary implications. *Oceanogr. mar. Biol. Ann. Rev.*, **22**: 429-593.

CALEY M.J., CARR M.H., HIXON M.A., HUGHES T.P., JONES G.P., MENGE B.A. (1996) - Recruitment and the local dynamics of open marine populations. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **27**: 477-500.

CAMERON R.A., RUMRILL S.S. (1982) - Larval abundance and recruitment of the sand dollar *Dendraster excentricus* in Monterey Bay, California, Usa. *Mar. Biol.*, **71**: 197-202.

CARROLL M.L. (1996) - Barnacle population dynamics and recruitment regulation in southcentral Alaska. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **199**, 2: 285-302.

COMMITTO J.A. (1987) - Adult-larval interactions: predictions, mussels and cocoons. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **25**: 599-606.

CONNELL J.H. (1979) - Tropical rain forests and coral reefs as open nonequilibrium systems, In *Population dynamics* (Eerson R.M., Turner B.D., Taylor R.L., (eds.), Blackwell Scientific Publications, Oxford: 141-163.

CONNELL J.H. (1985) - The consequence of variation in initial settlement versus post-settlement mortality in rocky intertidal communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **93**: 11-45.

CONNELL J.H., SLATYER F. (1975) - Mechanisms of successions in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.*, **111**: 1119-1144.

CROWE W.A., JOSEPHSON A.B., SVANE I. (1987) - Influence of adult density on recruitment into soft sediments: a short-term in situ sublittoral experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **41**: 61-69.

CUMMINGS V.J., PRIDMORE R.D., THRUSH S.F., HEWITT J.E. (1996) - Effect of the spionid polychaete *Boccardia syrtis* on the distribution and survival of juvenile *Macomona liliana* (Bivalvia: Tellinacea). *Mar. Biol.*, **126**: 91-98.

DANOVARO R., FRASCHETTI S., BELGRANO A., VINCX M., CURINI-GALLETTI M., ALBERTELLI G., FABIANO M. (1995) - The potential impact of meiofauna on the recruitment of macrobenthos in a subtidal coastal benthic community of the Ligurian sea (northwestern

Mediterranean): a field result. In *Biology and ecology of shallow coastal waters* (Eleftheriou A., Ansell A.D., Smith C.J. (ed.), Olsen and Olsen: 115-122.
DAYTON P.K. (1984) - Processes structuring some marine communities: are they general? In *Ecological communities, conceptual issues and the evidence*, (Strong R.D., Simberloff D., Abele L.G., Thistle A.B., eds), Princeton University Press, New Jersey: 181-197.
DAVIS A. R. (1996) - Association among ascidians: facilitation of recruitment in *Pyura spinifera*. *Mar. Biol.*, **126**: 35-41.
DOHERTY P., FOWLER T. (1994) - An empirical test of recruitment limitation in a coral reef fish. *Science*, **263**: 935-939.
ERTMAN S.C., JUMARS P.A. (1988) - Effects of bivalve siphonal currents on the settlement of inert particles and larvae. *J. Mar. Res.*, **46**: 797-813.
FELLER R.J., STANCYK S.E., COULL B.C., EDWARDS D.G. (1992) - Recruitment of polychaetes and bivalves: long-term assessment of predictability in a soft-bottom habitat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **87**: 227-238.
FRASCHETTI S., GIANGRANDE A. (1997) - Prevedibilità temporale delle comunità di fondo mobile e ruolo degli eventi di post-insediamento: alcuni esempi. *Atti XII Ass. Ital. Oceanol. Limnol. 18-21 Settembre, Vulcano*: 349-359.
FRID C.L.J. (1989) - The role of recolonization processes in benthic communities, with special reference to the intepretation of predator-induced effect. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **126**: 163-171.
GAINES S., ROUGHGARDEN J. (1985) - Larval settlement rate: a leading determinant of structure in an ecological community of the marine intertidal zone. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, USA, **82**: 3707-3711.
GAINES S.D., LAFFERTY K.D. (1995) - Modelling the dynamics of marine species: the importance of incorporating larval dispersal. In *Ecology of Marine Invertebrates Larvae* (McEdward, L., ed.), New York, CRC: 389-412.
GALLAGHER E.D., JUMARS P.A., TRUEBLOOD D.D. (1983) - Facilitation of soft-bottom benthic succession by tube builders. *Ecology*, **64**: 1200-1216.
GLÉMAREC M., GUILLOU M. (1996) - Recruitment and year-class segregation in response to abiotic and biotic factors. *Oceanol. Acta*, **19** (3-4): 409-414.
GRAY J.S. (1981) - *The ecology of marine sediments: an introduction to the structure and function of benthic communities*. Cambridge, Cambridge University Press.
HUGHES T.P. (1990) - Recruitment limitation, mortality and population regulation in open systems: a case study. *Ecology*, **71**: 12-20.
KUNITZER A. (1992) - Does settlement influence population dynamics of macrobenthos? A case study in the central North Sea, In *Marine Eutrophication e population dynamics*, (Colombo G., Ferrari I., Ceccherelli V.U., Rossi R., eds), Olsen and Olsen: 285-291.
LEWIN R. (1986) - Supply-side ecology. *Sciences*, **234**: 25-27.
MAURER D. (1983) The effects of an infaunal suspension feeding bivalve *Mercenaria mercenaria* (L.) on benthic recruitment. *P.S.Z.N.I.: Mar. Ecol.*, **4** (3): 263-274.
MENGE B.A. (1991) - Relative importance of recruitment and other causes of variation in rocky intertidal community structure. *J. Exp. Mār. Biol. Ecol.*, **146**: 69-100.
MENGE B.A., FARREL T.M. (1989) - Community structure and interaction webs in shallow marine hard-bottom communities: tests of an environmental stress model. *Adv. in Ecol. Res.*, **19**: 189-262.
MENGE B.A., SUTHERLAND J.P. (1987) - Community regulation: variation in disturbance, competition and predation in relation to environmental stress and recruitment. *Am. Nat.*, **130**: 730 -757.
MINCHINTON T.W., SCHEIBLING R.W. (1993) - Variations in sampling procedure and frequency affect estimates of recruitment of barnacles. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **99**: 271-287.
NODA T., NAKAO S. (1996) - Dynamics of an entire population of the subtidal snail *Umbonium costatum*: the importance of annual recruitment fluctuations. *J. animal. Ecol.*, **65**: 196-204.
OLAFSSON E.B. (1989) - Contrasting influences of suspension-feeding and deposit-feeding populations of *Macoma balthica* on infaunal recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **55**: 171-179.

OLAFSSON E.B., PETERSON C.H., AMBROSE W.G. (1994) - Does recruitment limitation structure populations and communities of macro-invertebrates in marine soft sediments? The relative significance of pre- and post-settlement processes. *Oceanogr. mar. Biol. Ann. Rev.*, **32**: 65-109.

OSMAN R.W., WITHLATCH R.B., ZAJAC R.N. (1989) - Effect of resident species on recruitment into a community: larval settlement versus post-settlement mortality in the oyster *Crassostrea virginica*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **54**: 61-73.

OSMAN R.W., WITHLATCH R.B., MALATESTA R.J. (1992) Potential role of micro-predators in determining recruitment into a marine community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **83**: 35-43.

PETERSON C.H. (1982) - The importance of predation and intra- and interspecific competition in the population biology of two infaunal suspension-feeding bivalves, *Protothaca staminea* and *Chione undatella*. *Ecol. Monogr.*, **52**: 437-475.

POSEY M.H. (1990) - Functional approaches to soft-substrate communities: how useful are they? *Rev. aquat. Sci.*, **2**: 243-356.

RHOADS D.C., YOUNG D.K. (1970) - The influence of deposit feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. *J. Mar. Res.*, **28**: 150-178.

SALE P.F. (1977) - Maintenance of high diversity in coral reef fish communities. *Am. Nat.*, **111**: 337-359.

SALE P.F. (1990) - Recruitment of marine species: is the bandwagon rolling in the right direction? *TREE*, **5**: 25-27.

STANDING J.D. (1976) - Fouling community structure: effects of the hydroyd *Obelia* dichotoma on larval recruitment. In *Coelenterate Ecology and Behaviour* (Mackie G.O., ed.), Plenum Press, New York London: 155-164.

STONER D.S. (1990) - Recruitment of a tropical ascidian: relative importance of pre-settlement vs post-settlement processes. *Ecology*, **71**: 1682-1690.

SUTHERLAND J.P. (1990) - Recruitment regulates demographic variations in a tropical intertidal barnacle. *Ecology*, **71**: 955-972.

SUTHERLAND J.P., ORTEGA S. (1986) - Competition conditional on recruitment and temporary escape from predators on a tropical rocky shore. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **95**: 155-166.

THRUSH S.F., PRIDMORE R.D., HEWITT J.E., CUMMINGS W.J. (1992) - Adult infauna as facilitators of colonization on intertidal sandflats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **159**: 253-265.

THRUSH S.F., HEWITT J.E., PRIDMORE R.D., CUMMINGS W.J. (1996) - Adult-juvenile interactions of infaunal bivalves: contrasting outcomes in different habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **132**: 83-92.

THORSON; G. (1950) - Reproductive and larval ecology of marine bottom invertebrates. *Biol. Rev.*, **25**: 1-45.

UNDERWOOD A.J., FAIRWEATHER P.G. (1989) - Supply side ecology and benthic marine assemblages. *TREE*, **4**: 16-20.

VICTOR B.C. (1986) - Larval settlement and juvenile mortality in a recruitment-limited coral reef fish population. *Ecol. Monogr.*, **56**: 145-160.

WARNER R.R., CHESSON P.L. (1985) - Coexistence mediated by recruitment fluctuations: a field guide to the storage effects. *Am. Nat.*, **125** (6): 769-787.

WILSON W.H. (1994) - Dispersal of soft-bottom benthos: migration through the water column or through the sediment? In *Reproduction and Development of Marine Invertebrates* (Wilson W.H., Stricker S.A., Shinn, G.L., ed.), The John Hopkins University Press, Baltimore and London: 302-312.

WHITLATCH R.B., ZAJAC R.N. (1985) - Biotic interactions among estuarine infaunal opportunistic species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **21**: 299-311.

WEINBERG, J.R. (1984) - Interactions between functional groups in soft-substrate: do species differences matter? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **80**: 11-28.

WOODIN, S.A. (1976) - Adult-larval interactions in dense infaunal assemblages: patterns of abundance. *J. Mar. Res.*, **34**: 25-41.

YOUNG D.K., RHOADS D.C. (1971) - Animal-sediment relations in Cape Cod Bay, Massachusetts, I. A transect study. *Mar. Biol.*, **11**: 242-254.

ZAJAC R.N., WHITLATCH R.B., OSMAN R.W. (1989) - Effects of inter-specific density and food supply on survivorship and growth of newly settled benthos. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **56**: 127-132.

ZAMORANO J.H., MORENO C.A., DUARTE W.E. (1995) - Post-settlement mortality in *Phragmatopoma virgini* (Polychaeta: Sabellariidae) at the Mehuin Marine Reserve, Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **127**: 149-155.

ZOBRIST E.C., COULL B.C. (1992) - Meiobenthic interactions with macrobenthic larvae and juveniles: an experimental assessment of the meiofaunal bottleneck. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **88**: 1-8.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 284-289

D. SCUDERI, A. TERLIZZI*, M. FAIMALI**

Via Caduti del Lavoro, 141 - 95126 Catania, Italia.
*Stazione Zoologica 'A. Dohrn' , Laboratorio di Ecologia del Benthos, Ischia, Napoli, Italia.
**ICMM - CNR, Genova, Italia.

OSSERVAZIONI SU ALCUNI TRATTI DELLA BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DI VERMETI BIOCOSTRUTTORI E LORO RUOLO NELLA EDIFICAZIONE DEI "TROTTOIR"

OBSERVATIONS ON SOME TRAITS OF THE REPRODUCTIVE BIOLOGY OF BIOCONSTRUCTOR VERMETIDS AND THEIR ROLE IN THE BUILDING OF "TROTTOIR"

Abstract

The family Vermetidae Mollusc includes tropical and temperate species, some of which are able to create biological constructions.

The conditions of settlement of larvae of Vermetus triquetrus *and* Dendropoma petraeum *and their role in the structuring. a vermetid "trottoir" is here discussed.*

Key-words: Vermetidae, Gastropoda, biological constructions, Mediterranean Sea.

Introduzione

La famiglia Vermetidae è presente nelle acque del Mediterraneo con quattro generi e nove specie, la maggior parte delle quali è distribuita nella parte meridionale del bacino.

L'esasperato polimorfismo evidenziato da ognuna di esse, probabile conseguenza dell'isolamento genetico in cui vivono le varie popolazioni di ogni specie, ha ingenerato vari problemi di ordine tassonomico solo parzialmente revisionati (Keen, 1961; Scuderi, 1995).

Le specie appartenenti a tale famiglia presentano la peculiare caratteristica, unica tra i Gasteropodi, salvo rarissime eccezioni, di essere organismi sessili, condizione che produce importanti implicazioni a livello ecologico. Molte specie di questi Molluschi sono gregarie ed in grado di realizzare delle strutture, talvolta molto dense di individui, che costituiscono, in certe zone geografiche, delle ampie superfici a loro volta colonizzate da svariate specie fito e zoobentoniche: tali formazioni vengono definite "trottoir" o "marciapiedi".

In Mediterraneo le specie che possono essere realmente definite biocostruttrici (Chemello, 1989) sono: *Vermetus* (*Vermetus*) *triquetrus* Bivona, 1832 e *Dendropoma* (*Novastoa*) *petraeum* (Monterosato, 1884) (Fig. 1). Esse, in alcune aree geografiche quali Sicilia, Israele, Spagna, Algeria, Libano, Turchia, Creta sono in grado di edificare dei "trottoir" molto estesi e caratterizzanti l'ambiente mesolitorale. Anche le specie indo-pacifiche appartenenti a questa famiglia di Molluschi sono in grado di produrre vistose opere di biocostruzione: *Dendropoma gregaria*, ad esempio, edifica densi aggregati posti nella zona intertidale della costa rocciosa hawaiana (Hadfield *et al.*, 1972).

I "trottoir" più antichi raggiungono una elevata complessità strutturale e l'edificazione di nuovo substrato colonizzabile (substrato secondario) comporta un

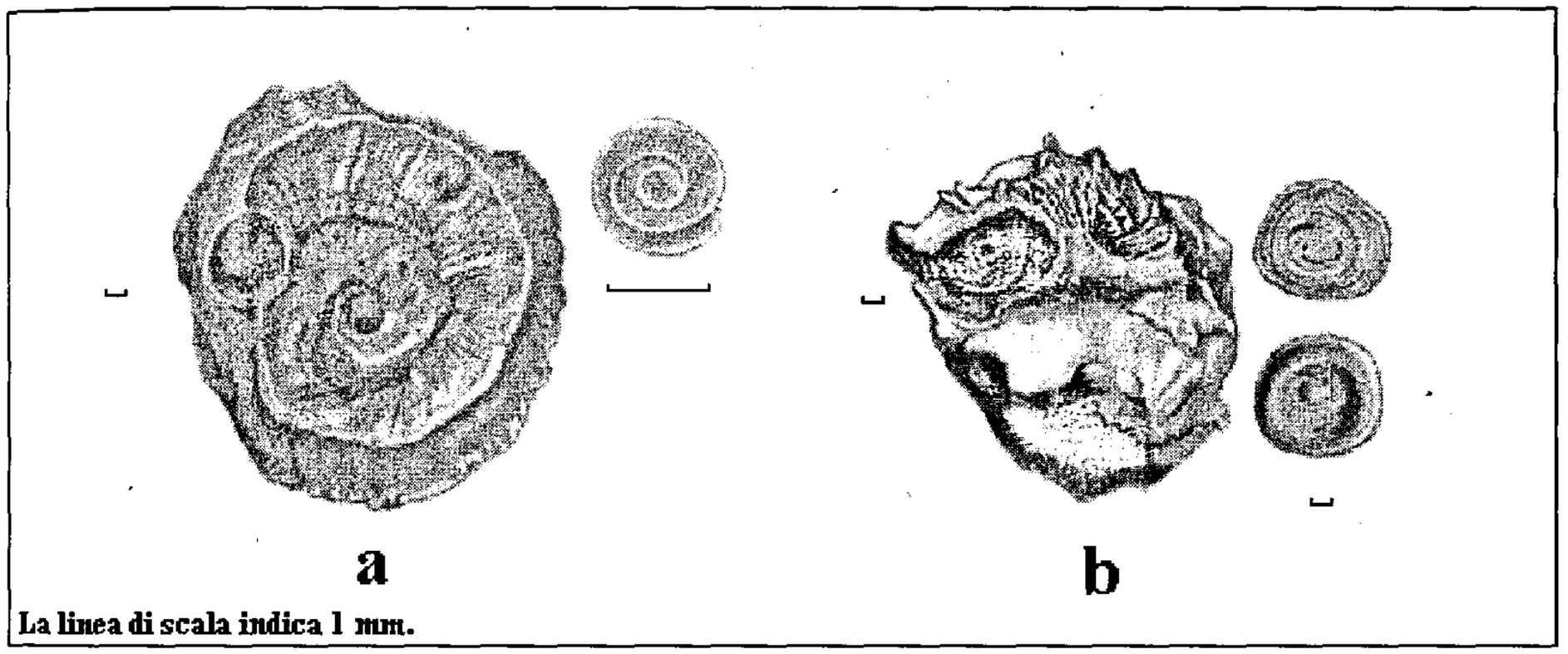


Fig. 1 - Disegni di *Vermetus triquetrus* (a) e *Dendropoma petraeum* (b).
Drawnings of *Vermetus triquetrus* (a)and *Dendropoma petraeum* (b).

notevole incremento della ricchezza specifica delle biocenosi di fondo duro (Pandolfo *et al.*, 1996). Da ciò si può capire la rilevanza ecologica rivestita dagli organismi biocostruttori in génere (coralli, alghe coralline) e dei Molluschi Vermetidi in particolare, che per questo possono essere considerati, dal punto di vista ecologico, "specie strutturanti".

Sulla base delle informazioni presenti in letteratura e di osservazioni sperimentali, nel presente lavoro vengono riportate alcune osservazioni sulla riproduzione e sviluppo larvale delle specie biocostruttrici di Vermetidi mediterranei, discutendo le implicazioni relative alla costruzione e struttura dei "trottoir" stessi.

Materiali e metodi

Le specie prese in esame in questo lavoro (*V. triquetrus* e *D. petraeum*) provengono dalle seguenti località:

Vermetus (*Vermetus*) *triquetrus* Bivona, 1832. La Spezia, S. Teresa, 2 esemplari; Genova, Pontetto, Bogliasco, 2 esemplari; Sardegna, Sarchittu, Oristano, 4 esemplari; Golfo di Napoli, Ischia, Forio, 10 esemplari; Sicilia, Messina, Ganzirri, 24 esemplari singoli ed alcuni blocchi di diverse migliaia di esemplari; Catania, S. G. Li Cuti, 34 esemplari; Catania, Capo Mulini, 20 esemplari; Catania, Acitrezza, 20 esemplari; Siracusa, Megara Iblea, 2 esemplari.

Dendropoma petreum (Monterosato, 1884)

Golfo di Napoli, Ischia, Forio, 10 esemplari; Sicilia, Catania, S. G. Li Cuti, 73 esemplari singoli e 13 blocchi di circa 10 esemplari; Catania, S. Tecla, 5-6 esemplari; Catania, Acicastello, 24 esemplari e tre blocchi costituiti da 10 a 30 esemplari; Siracusa, Capo Murro di Porco, 1 blocco di 30-40 esemplari; Agrigento, Is. Lampedusa, "Isola dei Conigli", 6 blocchi di circa 10 esemplari; Is. Linosa, 1 blocco di circa 100 esemplari.

I campioni prelevati in località più settentrionali (Mar Ligure), sono costituiti da esemplari singoli delle sùddette specie e confermano i dati preesistenti (Molinier e Picard, 1954; Safriel, 1975; Barash e Zenziper, 1985) circa la distribuzione delle

biocostruzioni a vermeti limitatamente alla parte meridionale del Mediterraneo. La specie *D. petraeum* non è stata mai rinvenuta nelle località poste più a nord di Ischia.

Per la ricostruzione delle tappe evolutive della edificazione di una formazione ermatipica a vermeti si è ricorso a prelievi ed osservazioni stagionali *in situ* nelle località di Catania, Acitrezza (CT) e Messina.

Inoltre sono stati prelevati gli stadi giovanili delle specie suddette mediante estrazione degli animali vivi dal loro nicchio, entro cui sono incubate le ovature. Sono stati presi in considerazione anche gli stadi post-larvali, tipicamente aderenti al nicchio dell'individuo genitore.

I dati morfometrici, di seguito riportati, riferiti agli esemplari giovanili non sono stati elaborati statisticamente inquanto non è stato possibile ottenere un sufficiente numero di individui dai campioni delle località di prelievo.

Risultati e discussione

La condizione sessile influenza, anche in questi organismi, funzioni biologiche quali l'alimentazione e la riproduzione che sono affidate all'acqua quale unico vettore di nutrimento e veicolo dei prodotti sessuali maschili. Gli individui maschili racchiudono lo sperma in spermatofore, che sono poi rilasciate liberamente nell'acqua e successivamente catturate dalle femmine con i filamenti mucosi normalmente utilizzati per l'alimentazione, oppure con una corrente provocata dal movimento di ciglia. La fecondazione è interna e le grosse uova ricche di lecitina sono incubate nella cavità del mantello della femmina. Lo sviluppo è diretto, con metamorfosi intracapsulare ed alla schiusa si hanno giovani individui striscianti (Jablonski e Lutz, 1980; 1983).

In *V. triquetrus* i giovani individui presentano una conchiglia liscia, piuttosto allungata, di colore bruno, costituita da 1 giro e mezzo, e lunghezza media, alla schiusa, di 0,65 mm ed un diametro di 0,50 mm (Fig. 2a). Essi sono striscianti, ma certi individui sono in grado di nuotare attivamente per alcune ore (Barash e Zenziper, 1985). I giovanili di *D. petraeum* possiedono una lunghezza alla schiusa variabile tra 0,7-0,75 mm ed un diametro di 0.65 mm: essi presentano lo stesso numero di giri dei primi, ma evidenziano una differente morfologia, risultando più globosi e dotati di scultura assiale, costituita da minute e sottili costoline, che segue una prima porzione liscia in posizione apicale (Fig. 2b).

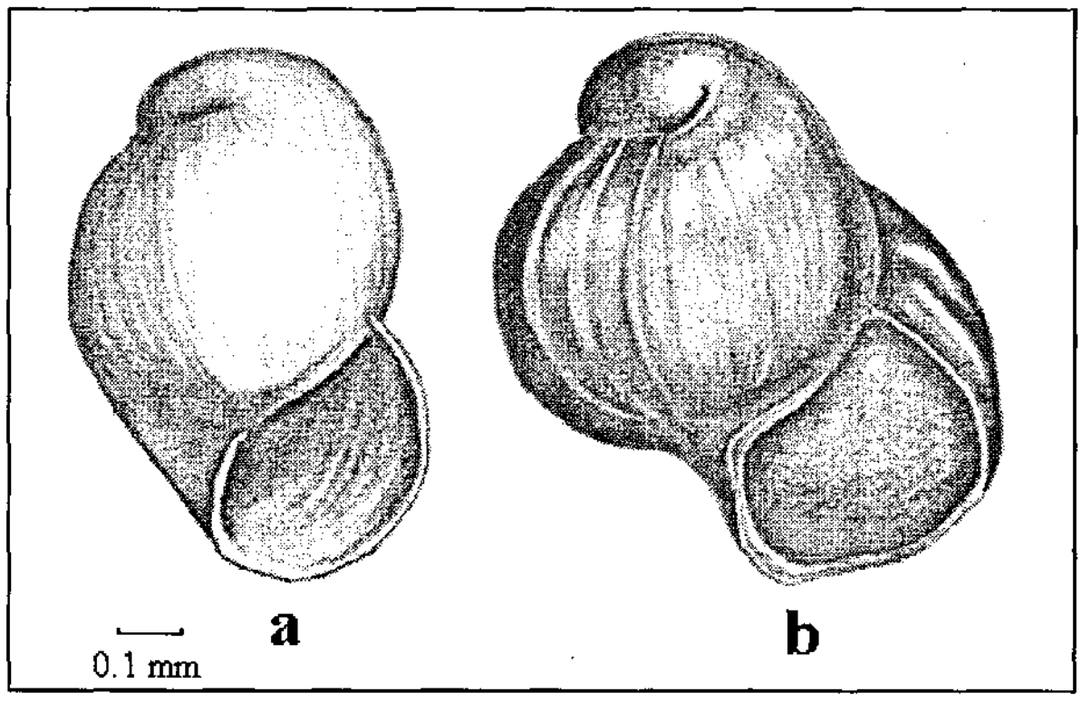


Fig. 2 - Giovanili di *Vermetus triquetrus* (a) e *Dendropoma petraeum* (b).
Juvenile stages of *Vermetus triquetrus* (a) e *Dendropoma petraeum* (b).

Una volta fuoriuscito dall'uovo, il giovane si insedia sul substrato per mezzo di un materiale cementante secreto da una ghiandola podalica (Hopper, 1982), e già al primo avvolgimento di teleoconca, inizia la sua vita di organismo sessile.

Una volta fissata, la larva non costruisce il suo nicchio attorno all'asse columellare, come tutti i Gasteropodi, ma i singoli avvolgimenti aderiscono al substrato. È per questo che avviene una torsione di circa 90° dell'asse di avvolgimento conchigliare (Keen, 1961; Barash e Zenziper, 1985).

L'estremo polimorfismo che caratterizza generalmente la teleoconca ha contribuito in maniera sostanziale alla confusione tassonomica che, fino ai nostri giorni, ha coinvolto tutti i rappresentanti di questa famiglia.

La costruzione della colonia inizia con l'impianto delle larve sul substrato ed il conseguente sviluppo massivo degli individui adulti Le dimensioni degli individui ed il grado di aggregazione dipendono da vari fattori ambientali, come le disponibilità trofiche, l'idrodinamismo, la natura e l'inclinazione del substrato (Chemello *et al.*, 1990). I giovani di *D. petraeum* si insediano in genere sul sottile strato di alghe coralline incrostante i substrati duri, dove ricavano un solco corrodendo lo strato calcareo per mezzo della radula. Nelle fasi successive grande rilievo assumono i materiali "cementanti" che operano un'azione di consolidamento del giovane aggregato (Fig. 3). Tale azione viene svolta, in particolare da altri Vermetidi appartenenti a specie diverse e da alghe *Corallinacee*.

Anche in altre zone a latitudine simile a quella del Mediterraneo, come nelle Isole Cozumel in Messico o nelle Isole Bermuda, accanto alle alghe coralline, gli organismi più importanti nella costruzione dei substrati secondari sono i

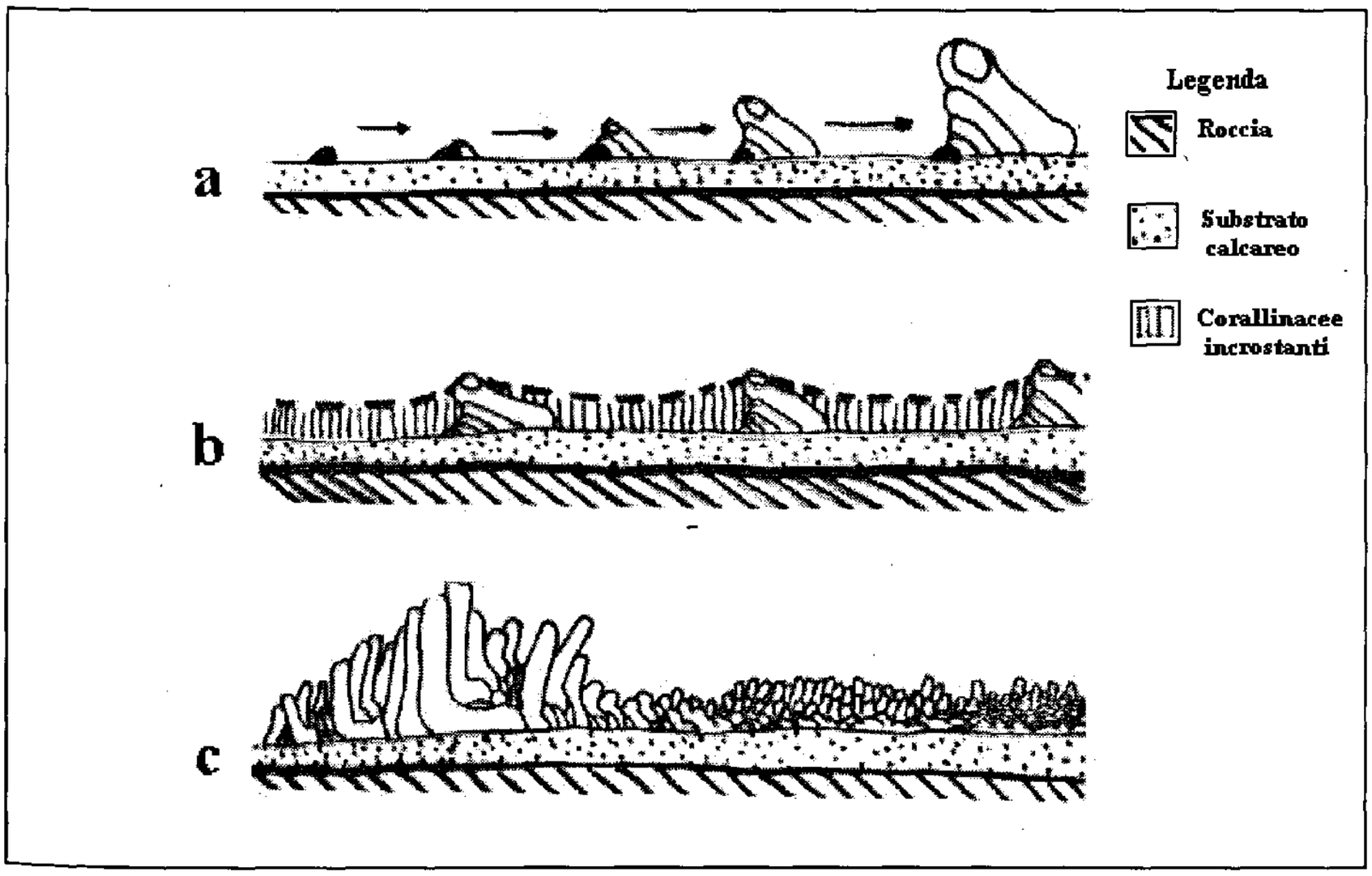


Fig. 3 - Sviluppo progressivo di individui di *Dendropoma petraeum* (a); Consolidamento del giovane aggregato per intervento delle alghe coralline (b); Denso agglomerato di individui di *Dendropoma petraeum* (c).

Progressive development of *Dendropoma petraeum* individuals(a); Consolidation of the young aggregate by coralline algae (b); Dense population of *Dendropoma petraeum* (c).

Molluschi Vermetidi e l'idrozoo *Millepora*, che costituiscono tipici "trottoir". Alla stessa maniera nelle acque tropicali le alghe coralline rivestono un ruolo di primaria importanza per il consolidamento delle costruzioni ermatipiche a coralli e madrepore (Round, 1981).

Con il verificarsi di successivi cicli riproduttivi, nuovi individui si insediano su quelli preesistenti, costituendo degli strati che contribuiscono all'ampliamento in spessore del "trottoir".

È stato qui osservato che gli individui isolati sono più grossi, spessi e, in genere, di forma più o meno rotondeggiante; quelli viventi in condizioni di sovraffollamento, sono invece più piccoli ed a tubo allungato, a canna d'organo, costituenti un substrato secondario più spesso e leggero. La distribuzione di tali strutture, tanto allungate quanto fragili, non è però uniforme in uno stesso ambiente, ma si realizza in zone relativamente più protette del sito di colonizzazione, piccole nicchie riparate, dove l'energia del moto ondoso perviene indirettamente e quindi sensibilmente più smorzata (Fig. 4).

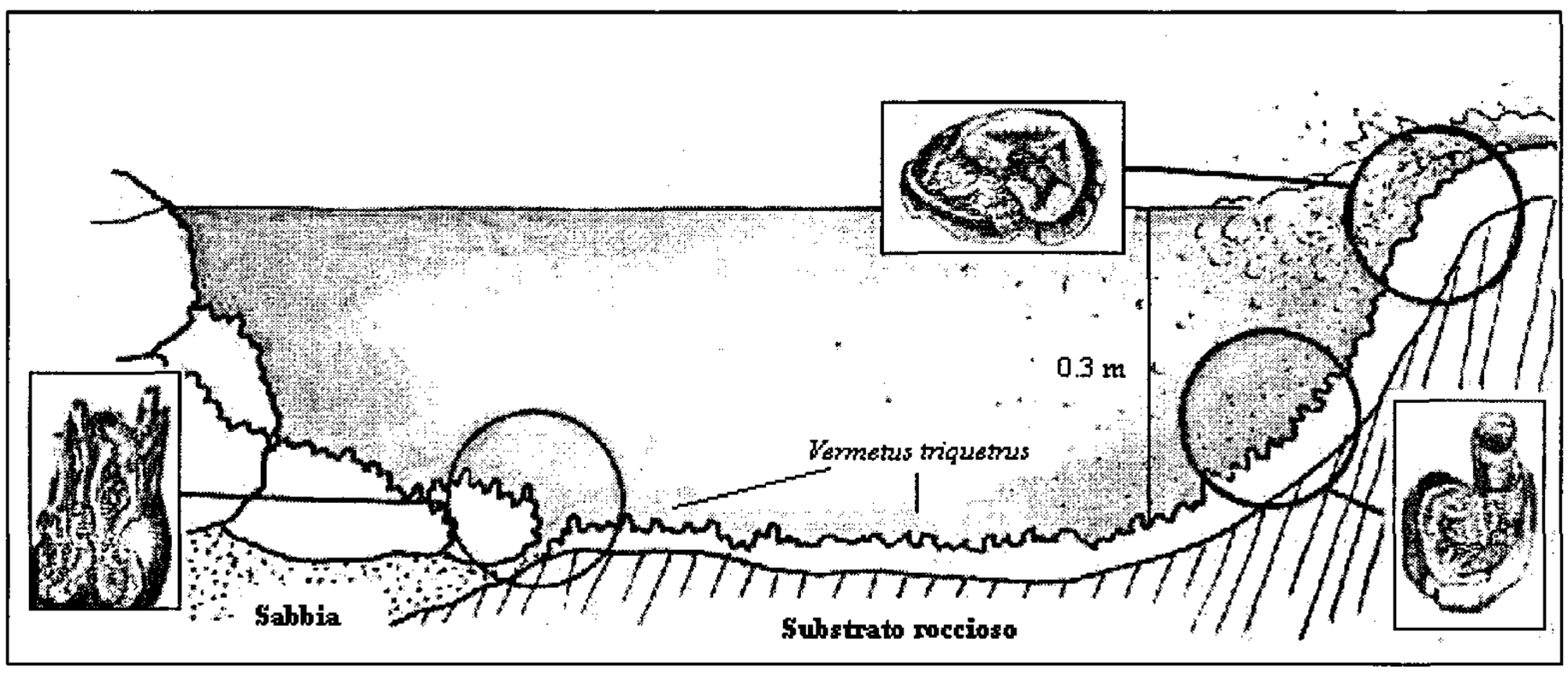


Fig. 4 - Distribuzione dei differenti morfotipi di *Vermetus triquetrus* in relazione alla profondità.
Morphological variability of *Vermetus triquetrus* according to the depth.

Tale fenomeno potrebbe tuttavia essere anche interpretato come una capacità di adattamento morfologico in relazione a peculiari condizioni locali di sovraffollamento. Esso è già conosciuto per altri organismi caratterizzanti l'ambiente intertidale: *Semibalanus balanoides* costruisce un corpo conico e massiccio in condizioni di non affollamento, alto e sottile, invece, nelle condizioni opposte (Barnes e Hughes, 1990).

In definitiva, la conoscenza della biologia riproduttiva e, in particolare, dello sviluppo larvale delle specie biocostruttrici di Vermetidi risulta cruciale per comprendere la struttura a piccola e media scala dei "trottoir" e la loro evoluzione.

Lo sviluppo diretto, la stretta relazione tra adulti e giovanili e l'habitus gregario delle specie considerate suggeriscono un potenziale di dispersione limitato e il relativo isolamento delle popolazioni in aree diverse.

Bibliografia

BARASH A., ZENZIPER Z. (1985) - Structural and biological adaptations of Vermetidae (Gastropoda). *Boll. Malac.*, **21** (7-9): 145-176.

BARNES R.S.K., HUGHES R.N. (1990) - *Introduzione alla ecologia marina.* Piccin: 341 pp.

CHEMELLO R. (1989) - La Bionomia Bentonica ed i Molluschi: 5 Piano infralitorale: il marciapiede a Vermeti, *Notiz. S.I.M.*, **8** (11-12): 167-169.

CHEMELLO R. PANDOLFO A. RIGGIO S. (1990) - Le biocostruzioni a Molluschi Vermetidi nella Sicilia Nord-Occidentale. *Atti 53° Congresso UZI,* Palermo: 88.

HADFIELD M.G., KAY E.A., GILLETTE M.U., LLOYD M.C. (1972) - The Vermetidae (Mollusca Gastropoda) of the Hawaiian Islands. *Mar. Biol.*, **12**: 81-98.

HOPPER C.N. (1982) - The ecology and reproductive biology of some Hawaiian Vermetid Gastropods. Thesis PhD, University of Hawaii: 379 pp.

JABLONSKI D., LUTZ R. (1980) - Molluscan larval shell morphology. In *Skeletal growth of aquatic organisms.* Plenum Press, N.Y.: 323-377.

JABLONSKI D. and LUTZ R. (1983) - Larval ecology of marine benthic invertebrates. Paleobiological implications. *Biol. Rev.*, **58**: 21- 89.

KEEN A.M. (1961) - A proposed reclassification of the Gasteropod family Vermetidae. *Bull. Brit. Mus. (Nat. Hist.), Zoology, London*, **7** (3): 181-213.

MOLINIER R. , PICARD J. (1954) - Notes biologiqueà propos d'un voyage d'étude sur les cotes de Sicile. *Ann. Inst. Océanogr. Monaco*, **28**: 163-188 (1953).

PANDOLFO A., CHEMELLO R. CIUNA I. LO VALVO M RIGGIO S. (1996) - Analisi della distribuzione dei molluschi nella zona di transizione fra mesolitorale ed infralitorale superiore lungo le coste della Sicilia. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 78-87.

ROUND F. E. (1981) - *The ecology of algae*, Cambridge University Press: 635 pp.

SAFRIEL U. (1975) - The role of Vermetid Gastropods in the Formation of Mediterranean and Atlantic Reefs. *Oecologia,* **20**: 85-101.

SCUDERI D. (1995) - Il genere *Dendropoma* (Gastropoda: Vermetidae) nel Mediterraneo, *Boll. Malac.*, **31** (1-4): 1-6.

Tutte le figure sono disegni originali del primo Autore

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 290-298

C. FROGLIA, R. POLENTA, E. ARNERI, B. ANTOLINI

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima (CNR), Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia.

OSSERVAZIONI SULLE FLUTTUAZIONI DEL RECLUTAMENTO DI *ANADARA INAEQUIVALVIS* (BRUGUIERE, 1789) E *CHAMELEA GALLINA* (L., 1758) NEL MEDIO ADRIATICO

NOTES ON THE RECRUITMENT VARIABILITY OF *ANADARA INAEQUIVALVIS* (BRUGUIERE, 1789) AND *CHAMELEA GALLINA* (L., 1758) IN THE CENTRAL ADRIATIC SEA

Abstract

An unusually large cohort of the alloctonous clam Anadara inaequivalvis (Mollusca, Bivalvia) *settled on the sandy bottoms off Civitanova Marche (Central Adriatic) in the summer 1990. Annual surveys carried out from 1991 to 1996 made possible to study the growth of* A. inaequivalvis *and to follow the fate of this cohort and of the population of the commercial clam* Chamelea gallina *living in the same area. The ecological niches of the two bivalves partly overlap, but it seems unlikely that* A. inaequivalvis *could overtake* C. gallina *on the Adriatic sandy bottoms.*

Key-words: Recruitment, *Anadara inaequivalvis*, Bivalvia, growth, Adriatic Sea.

Introduzione

Lo sviluppo dei traffici marittimi e del commercio mondiale hanno portato all'introduzione nel bacino mediterraneo, come in altre regioni, di specie estranee alla fauna locale (Zibrowius, 1991). In alcuni casi queste specie hanno successivamente colonizzato vaste aree avendo trovato nel nuovo habitat condizioni ecologiche favorevoli. E' questo il caso del bivalve *Anadara inaequivalvis* (Bruguière, 1789), segnalato per la prima volta in Adriatico al largo di Ravenna (Rinaldi, 1972) ed attualmente presente su tutti i fondali sabbio-siltosi adriatici ove si pescano Veneridi, sia in ambiente lagunare che in mare aperto, fino alla profondità di circa 15 metri.

Come altre specie della famiglia Arcidae, *A. inaequivalvis* è provvista di un pigmento respiratorio simile all'emoglobina che conferisce all' emolinfa una colorazione rossastra, da cui il nome italiano di "sanguinaccio" adottato per questo bivalve.

Questo pigmento presenta una maggiore affinità per l'ossigeno rispetto a quelli di cui sono dotati altri bivalvi viventi sugli stessi fondali. Le precipue caratteristiche fisiologiche e metaboliche (Brooks *et al.*, 1991, Cattani *et al.*, 1993) conferiscono a questa specie una maggiore capacità di sopravvivenza nelle condizioni di ipossia che si verificano con una certa frequenza nella fascia costiera dell'alto e medio Adriatico.

Questo fatto e la rapida espansione di *A. inaequivalvis*, con popolamenti ad elevata densità in diverse aree adriatiche, hanno fatto intravedere la possibilità che, in relazione al degrado della fascia costiera, potesse verificarsi una progressiva sostituzione della vongola (*Chamelea gallina*), specie di elevato valore economico, da parte di *A. inaequivalvis*, che invece è priva di valore sui mercati italiani.

Effettivamente negli anni '80 si registrava una rarefazione delle vongole, oggetto di una elevata pressione di pesca in tutto l'Adriatico (Froglia, 1989a). Negli stessi anni una vasta area della Sacca di Goro era caratterizzata da una facies ad *A. inaequivalvis* il cui accrescimento e dinamica nel particolare ambiente lagunare vennero studiati da Mistri *et al.* (1988). Anche in ambiente più spiccatamente marino si osservavano elevate densità di questo bivalve: al largo di Pesaro (Casali e Colafranceschi, 1986) e nel Golfo di Manfredonia (Marano *et al.*, 1989).

La prospezione effettuata nel 1991, per verificare la consistenza dei banchi di vongole e della megalofauna associata, nei compartimenti marittimi di Ancona e S. Benedetto del Tronto, ha evidenziato che nella tarda estate del 1990 in una vasta area compresa nei due compartimenti si è verificato un eccezionale reclutamento di *A. inaequivalvis* contemporaneamente ad un buon reclutamento di *C. gallina*. Le successive ricognizioni annuali, integrate con campionamenti stagionali in alcune stazioni, hanno permesso di studiare l'accrescimento di *A. inaequivalvis* e di seguire l'evoluzione delle popolazioni di entrambe le specie.

Materiali e metodi

L'evoluzione delle popolazioni *di A. inaequivalvis* e di *C. gallina* è stata studiata in un'area di circa 50,7 Km^2, compresa tra le foci dei fiumi Chienti ed Aso e limitata all'intervallo batimetrico 3-10 m, ove normalmente viene esercitata la pesca delle vongole. *A. inaequivalvis* era presente con densità molto elevate anche più al largo su fondali siltosi in cui normalmente non si trovano quantità apprezzabili di vongole.

Ogni anno nel mese di giugno, dal 1984 al 1987 e dal 1991 al 1996, sono state effettuate 51-56 stazioni di campionamento (superficie dragata per stazione circa 40 m^2) utilizzando una draga idraulica sperimentale con grigliato da 6 mm (Froglia e Fiorentini, 1988). I campioni di benthos sono stati inizialmente congelati e successivamente esaminati in laboratorio misurando e pesando le vongole (specie bersaglio) e contando e pesando le altre principali specie presenti nell'area, tra cui *A. inaequivalvis*. Il peso fresco per *C. gallina* è stato ricavato in base alla distribuzione di taglie rilevata in ogni campione ed alla relazione tra peso fresco dell'animale vivo e lunghezza ($P=0{,}00091*L^{2,65}$) (Froglia, 1989b). Il peso di *A. inaequivalvis* è stato rilevato in ogni campione come peso totale sgocciolato dopo scongelamento. Da questo è stato poi calcolato il peso fresco, moltiplicando per 1,1 (valore medio del rapporto tra i due pesi ottenuto sperimentalmente su un campione di 180 esemplari nell'intervallo di taglie 15-50 mm).

In relazione al grigliato (6 mm) della draga sperimentale usata, si può assumere che questa abbia un'efficienza di cattura del 100% soltanto per i bivalvi aventi uno spessore maggiore di 6 mm. Le stime di abbondanza numerica e di biomassa di *A. inaequivalvis* e di *C. gallina* riguardano quindi soltanto questa frazione della popolazione e sono state effettuate stratificando l'area in fascie batimetriche (3-4, 5-6, 7-8, 9-10 m) ed assimilando le nostre prospezioni ad un campionamento random-stratificato (Russell, 1972).

L'età delle conchiglie di *A. inaequivalvis* è stata determinata mediante conteggio delle bande di accrescimento annuali rilevabili sulla sezione trasversale della conchiglia di 438 esemplari aventi lunghezza compresa tra 10 e 66 mm. Le determinazioni di età sono state validate dall'analisi della progressione della moda nelle distribuzioni di frequenze di lunghezza rilevate nei campioni prelevati dal 1991 al 1996 in una stazione ubicata al limite settentrionale dell'area (al largo

di Civitanova Marche). I parametri dell'equazione di crescita di Von Bertalanffy con il relativo errore standard asintotico sono stati calcolati, utilizzando il programma FISHPARM (Saila *et al.*, 1988), a partire dai dati di età-lunghezza, assumendo, in base alle conoscenze sul ciclo gametogenico della specie (Corni e Cattani, 1990), come data di nascita convenzionale il primo luglio.

L'analisi biometrica è stata condotta su un totale di 583 esemplari, raccolti tra il 1991 ed il 1996, aventi lunghezza compresa tra 3,4 e 67,7 mm.

Le tre dimensioni caratterizzanti la conchiglia (Lunghezza-misurata lungo l'asse maggiore parallelo alla cerniera, Altezza-misurata tra l'umbone ed il margine ventrale lungo un asse perpendicolare al precedente, Spessore) sono state rilevate al decimo di millimetro mediante un calibro. Il peso fresco è stato rilevato al decimo di grammo mediante una bilancia tecnica, mentre il peso secco, dopo trattamento in stufa a 100 °C per 24 ore, è stato rilevato al milligrammo mediante una bilancia analitica.

Dopo trasformazione logaritmica dei dati sono state calcolate le equazioni delle rette di regressione delle diverse misure rispetto alla dimensione di riferimento (Lunghezza). La condizione di allometria positiva ($b>1$, $p<0,05$) nell'accrescimento relativo della conchiglia è stata verificata mediante il test t di Student.

Risultati

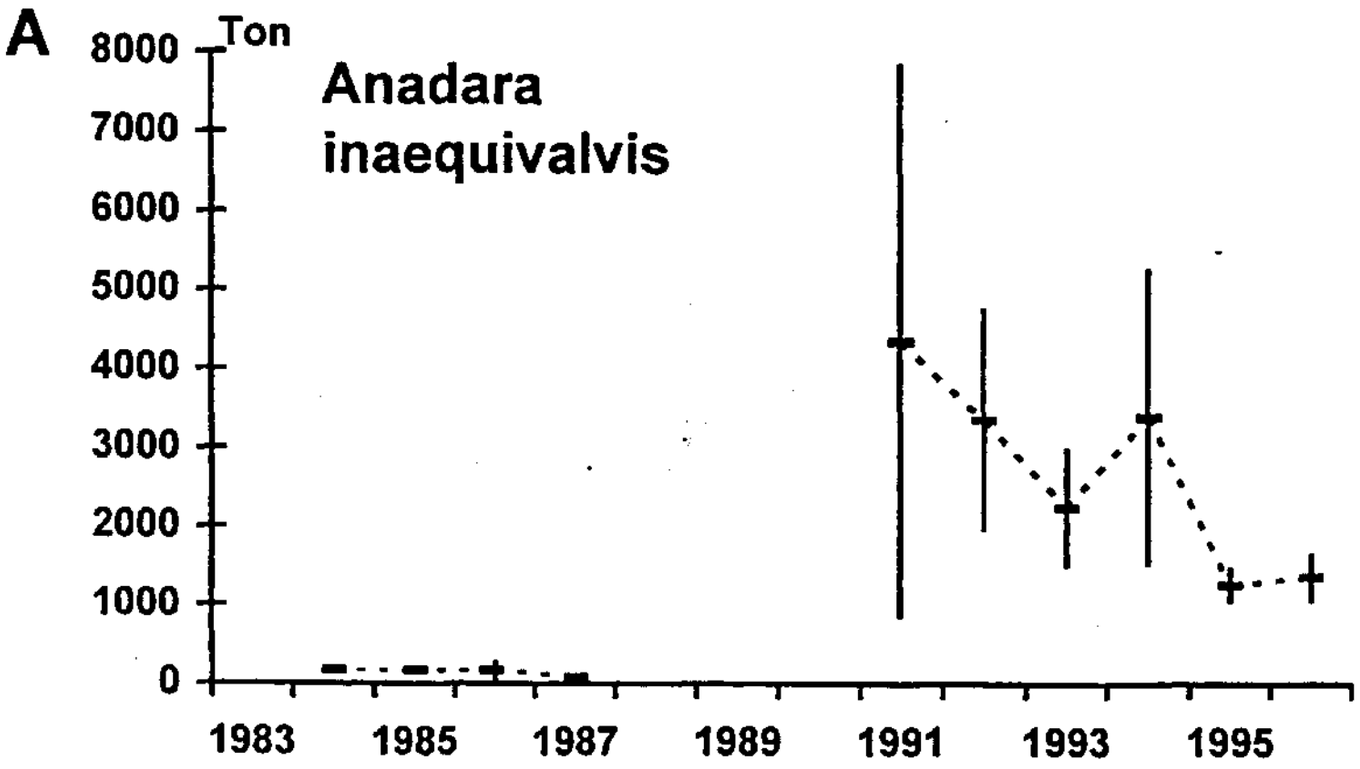
La prospezione effettuata nel giugno 1991 ha evidenziato che nell'estate 1990 contemporaneamente all'eccezionale reclutamento di *A. inaequivalvis* si è avuto un elevato reclutamento di *C. gallina* (Tab. 1). Il reclutamento di entrambe le specie è stato particolarmente importante nello strato batimetrico posto più al largo, ma con una distribuzione di tipo aggregato in tutti gli strati.

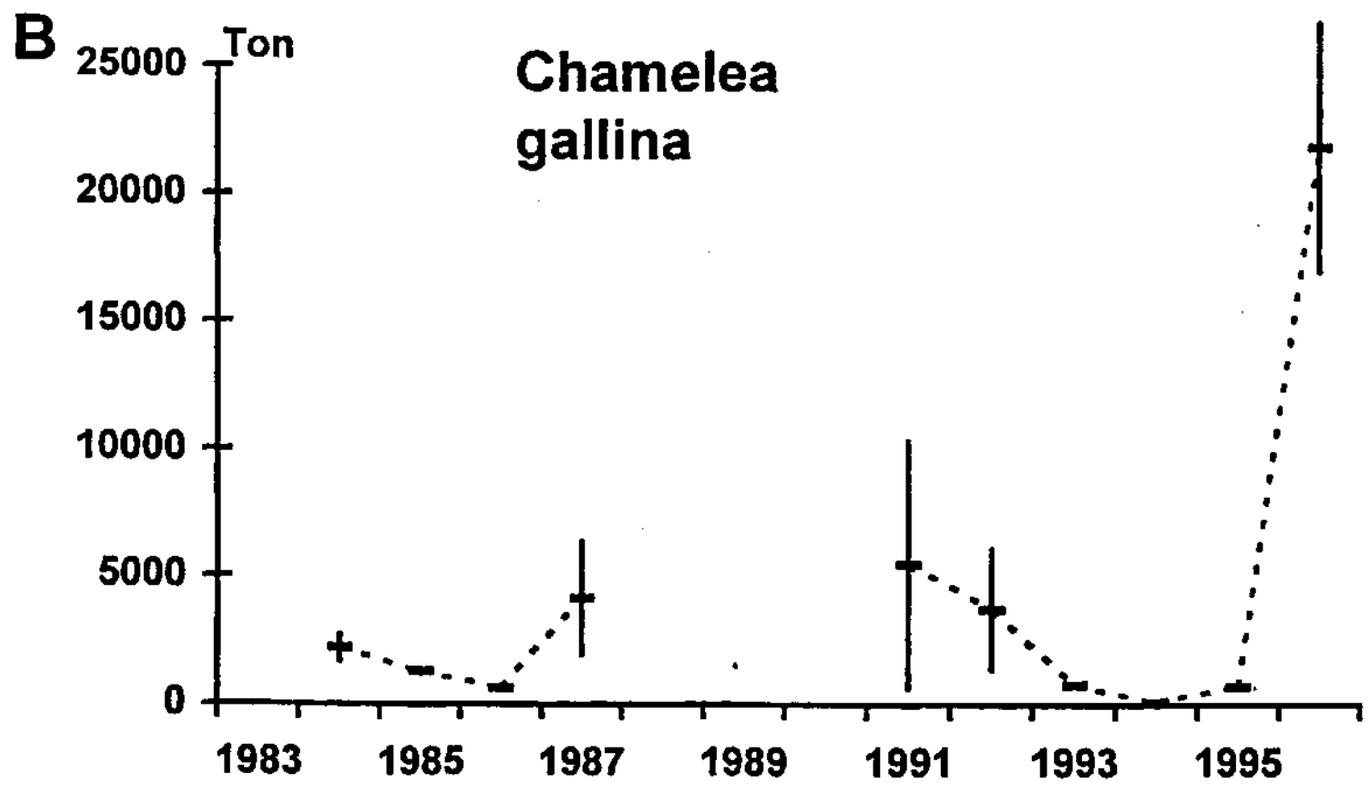
Tab. 1 - Densità (n/m^2) di *A. inaequivalvis* e *C. gallina* rilevate nei diversi strati batimetrici nella prospezione del giugno 1991.
Abundance (n/m^2) of *A. inaequivalvis* and *C. gallina* recorded during the June 1991 survey at different depth strata.

Strato batimetrico (m)	*Anadara inaequivalvis*		*Chamelea gallina*	
	coorte 1990 $10 \leq L < 23$(mm)	coorti preced $L \geq 23$(mm)	coorte 1990 $10 \leq L < 18$(mm)	coorti preced $L \geq 18$(mm)
3 - 4	3,5	0,03	0,3	0,8
5 - 6	2,9	0,02	2,1	1,1
7 - 8	14,4	0,04	2,0	0,7
9 - 10	112,3	0,14	286,7	2,8

Questo reclutamento ha prodotto un incremento della biomassa di *A. inaequivalvis* di oltre un ordine di grandezza rispetto ai valori rilevati nel precedente periodo 1984-87, portandola (4350 ton.) a valori simili a quelli registrati in precedenza per le vongole (Fig. 1A, 1B).

Successivamente nell'estate 1991 una elevata mortalità, probabilmente dovuta a cause naturali, ha interessato entrambe le specie e nei mesi seguenti la popolazione di vongole ha subito anche il consueto prelievo di pesca. Sebbene la pesca sia rivolta unicamente alla vongola ed il sanguinaccio sia ributtato in mare,





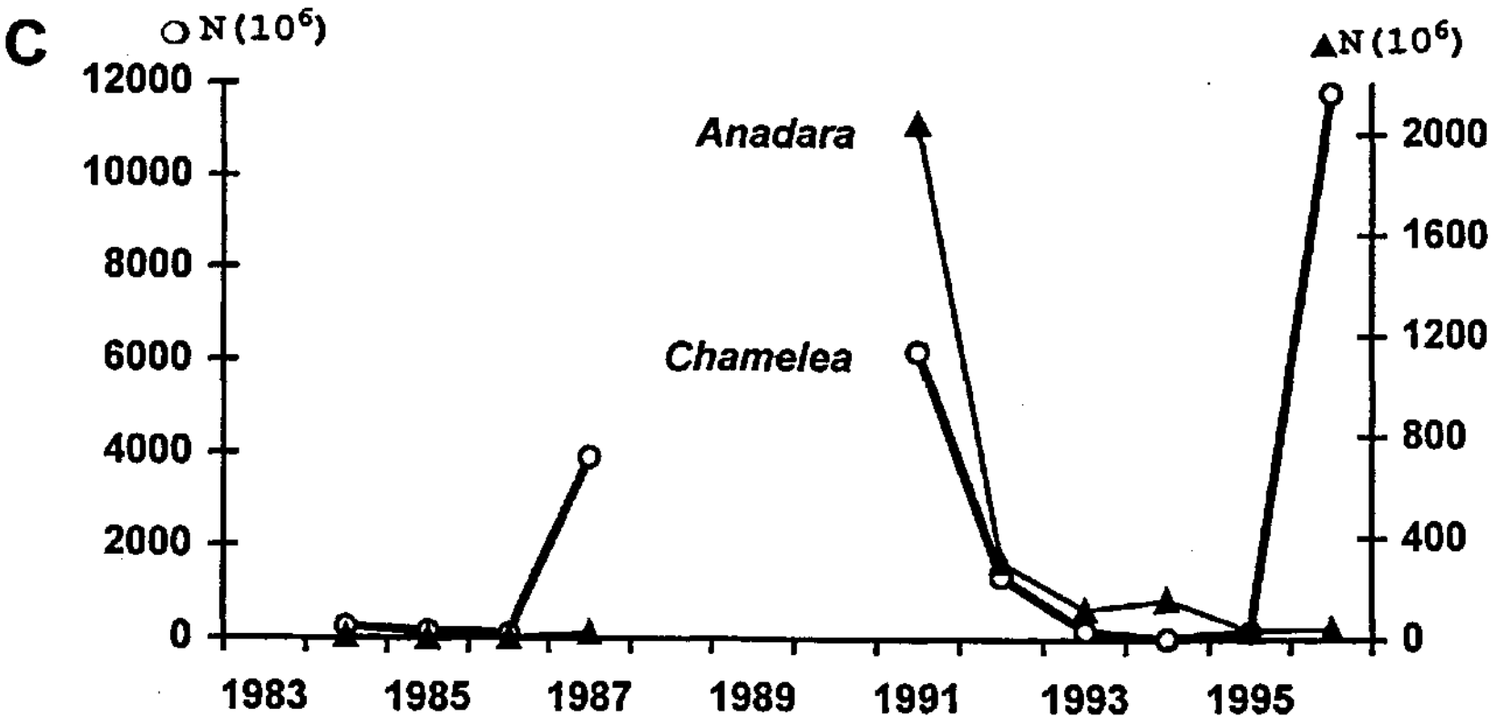


Fig. 1 - Biomassa (peso fresco in tonnellate) di *A. inaequivalvis* (A) e *C. gallina* (B) ed abbondanza (10^6 individui) delle due specie (C) rilevate nell'area considerata (50,7 Km^2) negli anni 1984-87 e 1991-96.

Biomass (wet weight, tons) of *A. inaequivalvis* (A) of and C. *gallina* (B) and abundance (number 10^6) of the two species (C)in the investigated area (50.7 km^2) in the years 1984-87 and 1991-96.

è possibile che le operazioni di pesca abbiano indotto un incremento della mortalità anche nei giovani di questa specie.

La prospezione effettuata nel giugno 1992 ha evidenziato per entrambe le specie una marcata diminuzione della densità (Fig. 1C), ed in alcune aree limitate si è rinvenuta una grande quantità di valve vuote, testimonianza della moria verificatasi nell'estate dell'anno precedente.

Dal 1992 al 1996 il reclutamento di *A. inaequivalvis*, nonostante l'elevato stock di riproduttori, è stato sempre insignificante per cui nel 1996 la popolazione, con taglia modale di circa 41 mm, era ancora caratterizzata dalla generazione nata nel 1990. Le densità medie di *A. inaequivalvis* in tutti e quattro gli strati batimetrici considerati sono scese a meno di 2 individui/m^2, pur mantenendo l'iniziale gradiente crescente dalla costa verso il largo, e la biomassa si è ridotta a 1370 (± 313) tonnellate.

Tra il 1991 ed il 1993 anche i reclutamenti di vongole sono stati molto scarsi e nel 1994 lo stock di questa specie, anche per l'eccessiva pressione di pesca esercitata nella zona, è stato stimato in sole 126 (± 33) tonnellate. In conseguenza alle basse densità di vongole presenti nell'intero compartimento di S. Benedetto, lo sfruttamento di questa risorsa nel 1994 non era economicamente remunerativo e la pesca venne temporaneamente sospesa con un intervento finanziario dello stato a sostegno dei pescatori.

Nonostante l'esiguità dello stock di riproduttori rilevata nel giugno 1994 quando la densità media di *C. gallina* è stata stimata in soli 0,6 individui/m^2 ed in nessuna stazione si sono registrate densità maggiori di 2 individui/m^2, la prospezione effettuata l'anno dopo ha evidenziato sull'intera area un eccezionale reclutamento di vongole (lunghezza modale circa 5 mm, coorte originata nella tarda estate '94). Stante la selettività della draga idraulica, è stato possibile rilevare l'effettiva entità di questo reclutamento soltanto nel 1996 quando la coorte, avendo raggiunto una taglia modale di 17 mm, era interamente trattenuta dal grigliato della draga. La densità media di questa coorte, ad oltre un anno e mezzo dal reclutamento alla vita bentonica, è risultata di 223 individui/m^2, con massimi in alcune stazioni di 800-1000 individui/m^2. Nell'area considerata la biomassa di vongole nel 1996 è stata stimata in 21854 (± 4873) tonnellate.

Le distribuzioni di frequenza di lunghezza rilevate nella popolazione di *A. inaequivalvis* campionata al largo di Civitanova (Fig. 2) hanno evidenziato una rapida crescita, con rallentamento nei mesi invernali, nei primi due anni di vita ed un sensibile rallentamento del ritmo di crescita a partire dal quarto anno. Le determinazioni di età effettuate sulla sezione delle conchiglie di *A. inaequivalvis* hanno evidenziato una notevole variabilità individuale. Ad esempio l' esemplare di maggiori dimensioni (66 mm) raccolto nel dicembre 1992 mostrava soltanto 10 bande annuali di crescita mentre l'esemplare più longevo, 13 anni, misurava 55 mm.

Esprimendo le età in anni e le lunghezze in millimetri, i parametri calcolati per l'equazione di crescita di Von Bertalanffy sono risultati:

$$L_{inf} = 56\ (\pm\ 0{,}97) \qquad k = 0{,}25\ (\pm\ 0{,}02) \qquad t_o = -0{,}97\ (\pm\ 0{,}14)$$

Rispetto alla lunghezza, assunta come dimensione di riferimento, le altre dimensioni della conchiglia di *A. inaequivalvis* presentano un accrescimento allometrico positivo (b>1), più significativo per lo spessore (Tab. 2).

La relazione tra lunghezza e peso fresco del bivalve vivo (Tab. 3) mostra una

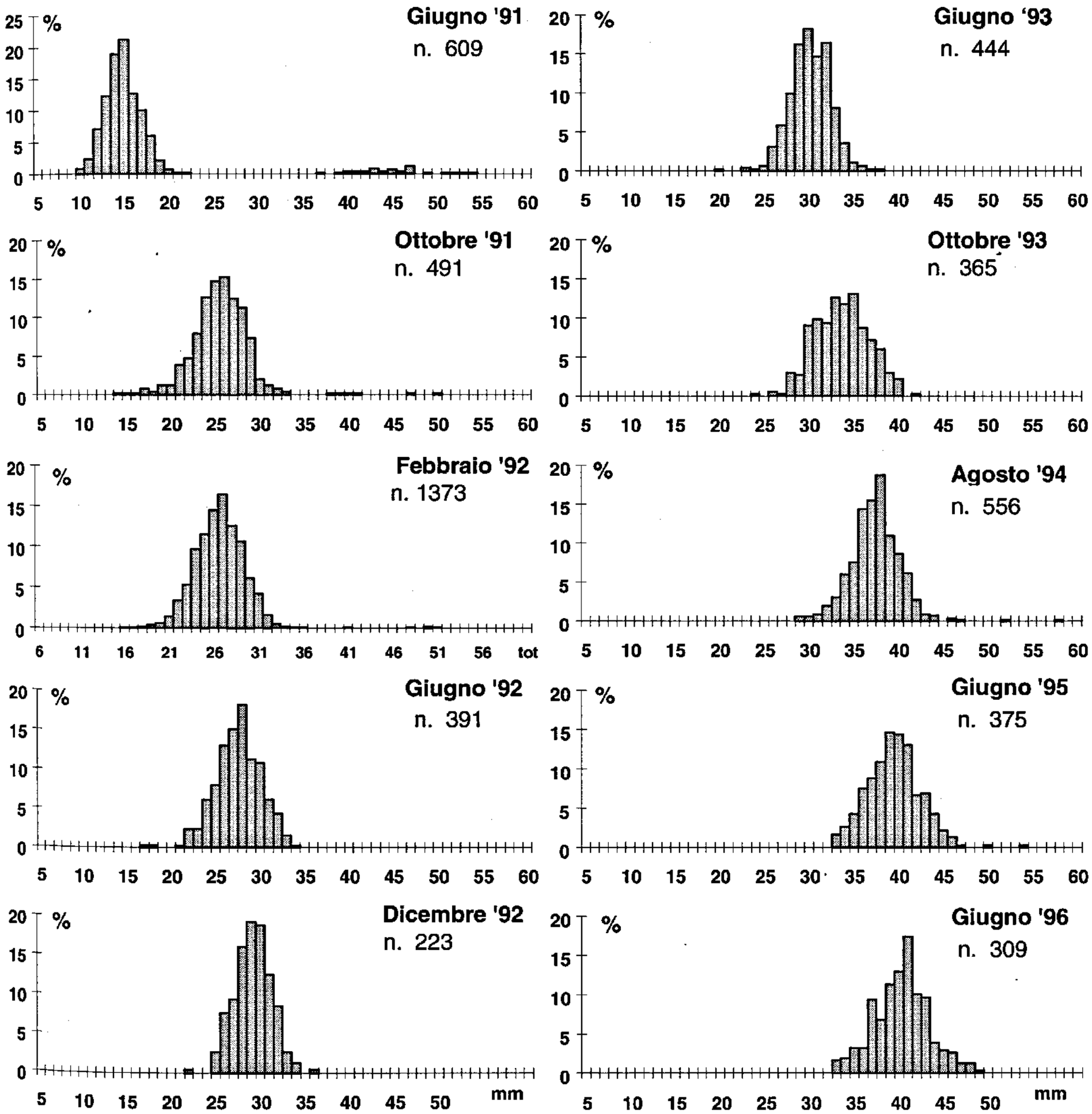


Fig. 2 - Distribuzioni di frequenza di lunghezza rilevate in campioni di *Anadara inaequivalvis* pescati al largo di Civitanova Marche dal 1991 al 1996 (n=numero esemplari misurati).

Length frequency distributions recorded in samples of *Anadara inaequivalvis* collected off Civitanova Marche from 1991 to 1996 (n=sample size).

leggera allometria positiva (b>3) probabilmente dovuta all'analoga condizione riscontrata tra lunghezza e peso delle valve, che rappresentano circa il 54% del peso dell'animale.

Discussione e conclusioni

L'evoluzione dell'abbondanza di *A. inaequivalvis* osservata nell'area compresa tra le foci del Chienti e dell'Aso nel periodo 1991-'96 e nel precedente periodo

Tab. 2 - Coefficienti delle rette di regressione lineare tra le dimensioni della conchiglia di *A. inaequivalvis,* ottenuti dopo trasformazione logaritmica dei dati.
Coefficients of linear regressions between shell dimensions of *A. inaequivalvis*, computed on log-transformed data.

ln x (mm)	ln y (mm)	ln a (±int. fid.)	b (±int. fid.)	r^2	N
Lunghezza	Altezza	-0,559 (± 0,082)	1,076 (± 0,023)	0,98	164
Lunghezza	Spessore	-1,043 (± 0,035)	1,173 (± 0,010)	0,99	562

Tab. 3 - Coefficienti delle rette di regressione del peso rispetto alla lunghezza della conchiglia di *A. inaequivalvis,* ottenuti dopo trasformazione logaritmica dei dati.
Coefficients of linear regressions of weight on length computed on log- transformed data.

ln x (mm)	ln y (g)	ln a (±int. fid.)	b (±int. fid.)	r^2	N
Lunghezza	P.totale fresco	-8,572 (± 0,118)	3,134 (± 0,034)	0,99	303
Lunghezza	Peso valve	-9,124 (± 0,141)	3,115 (± 0,041)	0,98	440
Lunghezza	Peso polpa umido	-9,149 (± 0,281)	2,986 (± 0,078)	0,99	84
Lunghezza	Peso polpa secco	-10,217 (± 0,413)	2,861 (± 0,114)	0,97	84

1984-'87 fa ritenere che, a seguito di reclutamenti eccezionali, questa specie possa temporaneamente insediarsi anche sui fondali a sabbie fini costieri, caratterizzati in Adriatico da una facies a *C. gallina*. Osservando le distribuzioni di frequenza di lunghezza riportate da Mistri *et al.* (1988) e da Casali e Colafranceschi (1986) sembrerebbe che queste esplosioni demografiche siano abbastanza comuni nella specie e che ad esse seguano sempre alcuni anni con reclutamento insignificante e conseguente sensibile riduzione degli effettivi nella popolazione. Una eventuale competizione per lo spazio tra vongola e sanguinaccio potrebbe verificarsi in occasione di questi elevati reclutamenti.

Per entrambe le specie reclutamenti molto elevati sono stati registrati anche in presenza di bassissime densità di adulti e non si è osservata alcuna relazione tra stock di riproduttori ed abbondanza di reclute, né sembra esistere correlazione tra intensità del reclutamento di *C. gallina* e biomassa di *A. inaequivalvis*.

Anadara inaequivalvis sembra trovare condizioni ottimali nell'ambiente lagunare. Infatti le densità osservate da Mistri *et al.* (1988) nella Sacca di Goro (28-67 ind/m^2) sono state da noi rilevate soltanto negli strati batimetrici più esterni (7-10 m) e soltanto nel 1991, anno immediatamente successivo all'eccezionale reclutamento. Viceversa nel 1996 quando la distribuzione di frequenze di lunghezza (moda 41 mm) nella nostra popolazione è risultata simile a quelle rilevate nella Sacca di Goro, la densità è stata stimata in meno di 2 ind/m^2.

L'accrescimento di *A. inaequivalvis* da noi osservato in ambiente marino è risultato sensibilmente più lento rispetto a quanto riportato da Mistri *et al.* (1988)

per la Sacca di Goro (ambiente lagunare). Sebbene non sia da escludere che le differenze siano parzialmente dovute alla diversa tecnica utilizzata nella determinazione dell'età, è probabile che le condizioni di elevata trofia delle acque lagunari favoriscano una più rapida crescita. Broom (1982), in Malesia ove la congenere *Anadara granosa* è oggetto di acquacoltura, osservò analoghe differenze tra lotti sperimentali mantenuti a diverse densità e tra popolazioni naturali cresciute in diverse condizioni ambientali.

L'esame delle equazioni delle curve di crescita, ottenute con la stessa metodica per il sanguinaccio e la vongola del Medio Adriatico (Arneri *et al.*,- 1995), evidenzia una maggiore taglia massima e longevità di *A. inaequivalvis* rispetto a *C. gallina*, con un coefficiente di crescita k rispettivamente di 0,25 e 0,48.

I valori di ϕ' (Sparre *et al.*, 1989) ottenuti dai parametri delle equazioni di crescita di *A. inaequivalvis* e *C. gallina* sono rispettivamente 2,89 e 2,91.

In definitiva, sebbene la vongola presenti una minore resistenza all'ipossia e sia soggetta ad una elevata pressione di pesca ed *A. inaequivalvis* sia caratterizzata da una maggiore valenza ecologica, sembra improbabile che sui fondali sabbiosi costieri dell'Adriatico la vongola venga soppiantata dal sanguinaccio.

Summary

The alloctonous clam *Anadara inaequivalvis* is frequently depicted as a possible competitor of *Chamelea gallina*, that supports an important clam fishery along the Western Adriatic coast. An unusually large cohort of *A. inaequivalvis* settled off Civitanova Marche (Central Adriatic) in the summer 1990. Annual surveys carried out from 1991 to 1996 made possible to study the growth of *A. inaequivalvis* and to follow the fate of this cohort and of the population of *C. gallina* living in the same area.

Biomass and abundance of both species showed wide fluctuations over the period considered and no evidence of stock-recruitment relationships was obtained. The recruitment of *C. gallina* seems not to be influenced by the abundance of *A. inaequivalvis* and, also if the ecological niches of the two bivalves partly overlap, it seems unlikely that the latter could overtake *C. gallina* on the Adriatic sandy bottoms.

Bibliografia

ARNERI E., GIANNETTI G., POLENTA R., ANTOLINI B. (1995) - Age and growth of *Chamelea gallina* (Bivalvia: Veneridae) in the central Adriatic Sea obtained by thin sections. *Rapp. Comm. int. Mer Medit.*, **34**: 17.

BROOM M.J. (1982) - Analysis of the growth of *Anadara granosa* (Bivalvia: Arcidae) in natural, artificially seeded and experimental populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **9**: 69-79.

BROOKS S.P.J., de ZWAAN A., van den THILLART G., CATTANI O., CORTESI P., STOREY K.B. (1991) - Differential survival of *Venus gallina* and *Scapharca inaequivalvis* during anoxic stress: Covalent modification of phosphofructokinase and glycogen phosphorylase during anoxia. *J. Comp. Physiol. B*, **161**: 207-212.

CASALI P., COLAFRANCESCHI M. (1986) - Evoluzione del popolamento costiero di *Scapharca inaequivalvis* Bruguière e considerazioni biologiche. *Nova Thalassia*, **8** (Suppl. 3): 493-496.

CATTANI O., CORTESI P., DANESI A., CARPENE E., de ZWAAN A. (1993) - Aspetti comparati del metabolismo anaerobico in molluschi bivalvi del mare Adriatico. *Biologia Marina, Suppl. Notiz. SIBM*, **1**: 119-124.

CORNI M.G., CATTANI O. (1990) - Aspects of gonadomorphogenesis and reproductive cycle of *Scapharca inaequivalvis* (Brug.) (Bivalvia: Arcidae). *J. Shellfish Res.*, **8** (2): 335-344.

FROGLIA C. (1989a) - Clam fisheries with hydraulic dredges in the Adriatic sea. In: Caddy J.(ed.), *Marine Invertebrate fisheries: Their assessment and management*. J. Wiley & sons Inc., New York: 507-524.

FROGLIA C. (1989b) - *Valutazione della consistenza dei banchi di vongole nei compartimenti marittimi di Ancona e San Benedetto del Tronto, relazione finale per il triennio 1984-86*: 48 pp.

FROGLIA C., FIORENTINI L. (1988) - Valutazione degli stocks di vongole nei compartimenti marittimi di Ancona e San Benedetto del Tronto: stato di avanzamento e prime considerazioni. *Atti Seminari U.U.O.O. responsabili dei progetti di ricerca promossi nell'ambito dello schema preliminare di piano per la pesca e l'acquacoltura*, **1**: 353-369.

MARANO G., PASTORELLI A.M., DE ZIO V., ROSITANI L., VACCARELLA R. (1989) - Comunità a *Chamelea gallina* (L.) nell'Adriatico pugliese. *Oebalia*, (NS), **15** (1): 169-182.

MISTRI M., ROSSI R., CECCHERELLI V.U. (1988) - Growth and Production of the Ark Shell *Scapharca inaequivalvis* (Bruguière) in a Lagoon of the Po River Delta. *P.S.Z.N.: Marine Ecology*, **9** (1): 35-49.

RINALDI E. (1972) - Osservazioni relative a molluschi appartenenti al genere *Anadara* viventi in Adriatico. *Conchiglie*, **8** (9-10): 121-124.

RUSSELL H.J. jr. (1972) - Use of a commercial dredge to estimate a hardshell clam population by stratified random sampling. *J. Fish. Res. Bd Canada*, **29**: 1731-1735.

SAILA S., RECKSIEK C., PRAGER M. (1988) - *Basic Fishery Science Programs*. Elsevier, Amsterdam: 230 pp.

SPARRE P., URSIN E., VENEMA S.C. (1989) - Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1 - Manual. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **306** /1 : 1-337.

ZIBROWIUS H. (1991) - Ongoing modification of the mediterranean marine fauna and flora by the establishment of exotic species. *Mésogée*, **51**: 83-107.

Ricerche finanziate nell'ambito dei piani triennali della pesca marittima e dell'acquacoltura (Legge n. 41/82 e Legge n. 165/92).

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 299-307

F. BIAGI, S. GAMBACCINI*, M. ZAZZETTA*

Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa
Via Volta, 6 - 56100 Pisa, Italia.
*C.I.B.M. - Livorno, Italia.

COMPETIZIONE INTER- ED INTRA-SPECIFICA IN TRE SPECIE DI SARAGHI (*DIPLODUS PUNTAZZO, D. SARGUS* E *D. VULGARIS*) IN UN AMBIENTE COSTIERO DEL MEDITERRANEO

INTER- AND INTRA-SPECIFIC COMPETITION AMONG THREE SPARIDS SPECIES (*DIPLODUS PUNTAZZO, D. SARGUS* AND *D. VULGARIS*) IN A MEDITERRANEAN COASTAL HABITAT

Abstract

Adaptative strategies for reducing inter- and intra-specific competition were studied in three mediterranean Sparids. Thus all the species recruit in the same habitat and sites, they use the nursery at different times. Two micro-cohorts were observed in species with high recruitment rate, probably for reducing the density of individuals and the competition level inside recruits. Competition between adults and juveniles of the same species is avoided by the use of different spatial and temporal niches.

Key-words: competition, Sparidae, recruitment, Mediterranean, coastal areas.

Introduzione

La fauna ittica del Mediterraneo è caratterizzata da un grande numero di specie di diversa origine biogeografica, la cui coesistenza è favorita anche dall'instaurarsi di molteplici interazioni biologiche tra le popolazioni marine. Tali interazioni spesso variano durante i diversi stadi del ciclo vitale dei pesci chè presentano cambiamenti da un punto di vista morfologico e funzionale, ma anche in termini di richieste trofiche e ambientali in genere (Macpherson, 1985; Richards e Lindeman, 1987). Le specie ittiche che si trovano a coesistere in un dato ambiente devono ripartirsi le risorse disponibili, essenzialmente secondo tre modalità di sfruttamento: trofiche, spaziali e temporali (Helfman, 1978). L'insieme di interazioni con il resto del comparto biotico e con quello abiotico determina i meccanismi con cui le popolazioni ittiche demersali vengono regolate.

Il momento dell'insediamento è particolarmente critico perché comporta un radicale cambiamento di habitat e avviene in un intervallo di tempo molto ridotto su ampi tratti costieri. Se si escludono eventi eccezionali legati sia alla variabilità dei fenomeni meteo-marini e climatici, sia all'azione di attività antropiche, una volta avvenuto l'insediamento, il successo del reclutamento può essere condizionato principalmente da due gruppi di fattori: la predazione e la competizione (Macpherson, 1985; Richards e Lindeman, 1987; Houde, 1987; Heath, 1992). In molte specie ittiche costiere le reclute e gli adulti occupano nicchie trofiche e spaziali differenti, e questo riduce al minimo l'insorgenza di fenomeni di competizione intra-specifica tra le diverse stanze del ciclo vitale (Quignard, 1966; Machperson, 1985). I bassi fondali costieri infatti costituiscono le nursery per diverse specie demersali (Quignard, 1966; Macpherson e Duarte, 1991; Zazzetta, 1996; Biagi *et al.*, 1997) e in queste zone le reclute trovano condizioni ottimali

per il loro sviluppo. Con la crescita i giovanili tendono spesso a modificare le nicchie trofiche e spaziali, ampliando i loro movimenti orizzontali e/o verticali, fino ad occupare l'habitat definitivo della specie adulta. Movimenti su piccola o ampia scala, rispettivamente di dispersione o di migrazione, possono essere la conseguenza di processi di competizione inter- o intra-specifici.

Scopo di questo studio è quello di individuare le strategie adattative che tre specie ittiche cogeneriche e comuni nelle acque costiere, *Diplodus puntazzo*, *D. sargus* e *D. vulgaris*, hanno adottato al fine di ridurre l'intensità di fenomeni di competizione.

Materiali e metodi

La ricerca è stata condotta all'Isola d'Elba (Arcipelago Toscano), nel triennio 1994-96 lungo la fascia costiera compresa tra il golfo di Procchio e quello della Biodola, sul versante settentrionale dell'Isola (Fig. 1). Sono state scelte tre stazioni caratterizzate da una elevata eterogeneità strutturale, con un profilo costiero estremamente irregolare e fondali poco profondi e con modesta inclinazione. L'insediamento e il reclutamento di *D. puntazzo, D. sargus* e *D. vulgaris* sono stati studiati con rilevamenti a cadenza settimanale, per mezzo di censimenti visivi in *snorkeling* lungo un percorso prefissato e adattato alla conformazione del tratto costiero (GBRMPA, 1978). Il microhabitat delle reclute è stato descritto rilevando, su una superficie di un metro quadrato, sia i parametri biotici (abbondanza e taglia delle reclute, estensione e natura della copertura vegetativa) ed abiotici

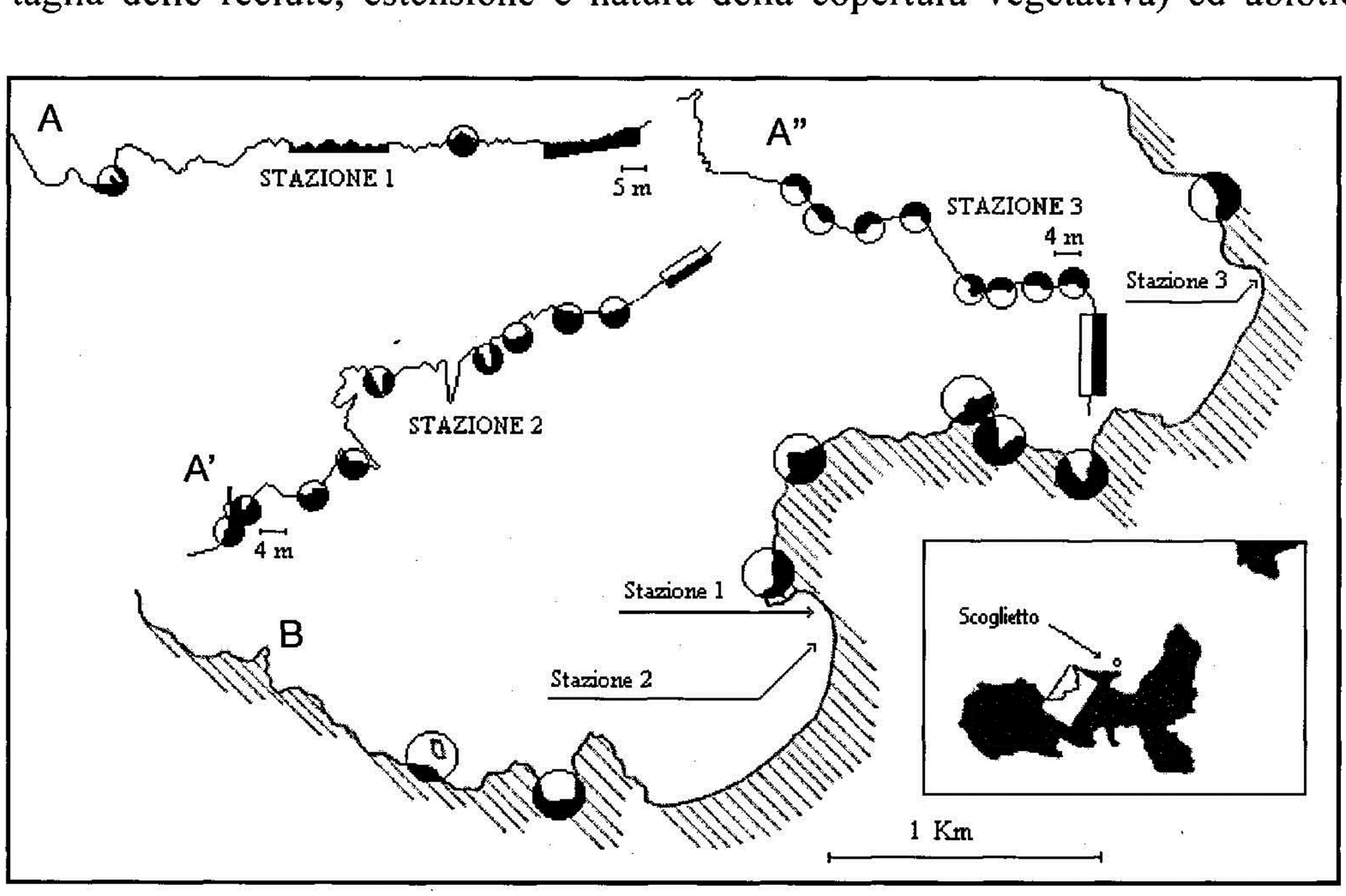


Fig. 1 - Punti di insediamento delle post-larve di *D. puntazzo*, *D. sargus* e *D. vulgaris* all'interno di ciascuna stazione di ricerca (A, A', A") e nel tratto costiero studiato (B). Le aree in nero indicano la terraferma.

Settlement sites of post-larvae of *D. puntazzo*, *D. sargus* and *D. vulgaris* inside each station (A, A', A") and along the shore-line explored (B). Black areas indicate the landside.

(natura del substrato, profondità, distanza dalla costa e dal fondo, trasparenza e temperatura dell'acqua), nonché quelli comportamentali (tipo di aggregazione e mobilità). Nella stazione 2 è stata studiata anche la struttura e la dinamica delle popolazioni di saraghi nella fascia batimetrica compresa tra 0 e 2 metri, dove tra l'ottobre 1994 e il settembre 1995 sono state effettuate 48 immersioni (2 diurne e 2 notturne per ciascun mese). I rilevamenti sono stati condotti in *snorkeling*, impiegando il metodo del punto fisso nella fascia batimetrica più superficiale (0-1 m) e quello del transetto lineare tra 1 e 2 metri di profondità. Si è preferito adottare metodi differenziati in funzione della complessità strutturale dell'area di studio, elevata in prossimità della costa e decisamente ridotta nella zona più profonda. E' noto infatti che entrambi i metodi forniscono valide descrizioni quantitative statisticamente confrontabili utilizzando i valori di densità (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985; Samoilys, 1991; Zazzetta, 1997). Il tratto costiero compreso tra i golfi di Procchio e della Biodola è stato esplorato nel biennio 1994-95 al fine di censire tutti i siti di reclutamento delle specie studiate. Inoltre è stata descritta la struttura in taglie delle popolazioni delle tre specie di saraghi sui fondali dell'isolotto dello "Scoglietto" (Fig. 1), nei mesi di luglio e agosto 1995, utilizzando il metodo dei punti fissi. In questa zona il fondale è decisamente differente rispetto alle stazioni costiere, con pendenze molto accentuate e con un substrato diverso. Sono state considerate quattro classi di taglia (LT): reclute (LT 50 mm), piccoli (LT<40% LMax), medi (LT=40-70% LMax) e grandi (LT>70% LMax), dove LMax è la taglia massima di ciascuna specie desunta dalla bibliografia (Fischer *et al.*, 1986).

Durante ciascuna immersione effettuata nella stazione 2, ogni transetto è stato percorso nei due sensi. L'esistenza di differenze tra i livelli descrittivi ottenuti nei due sensi di percorrenza è stata testata con il test non parametrico di Wilcoxon per dati appaiati. Tale analisi si è resa necessaria per poter considerare come repliche dati rilevati percorrendo il transetto nei due sensi.

Si è proceduto ad una analisi multivariata di tre set di dati: a) i valori di densità media per rilevamento distinti in classi di taglia di *D. puntazzo, D. sargus* e *D. vulgaris*; b) le abbondanze massime delle coorti reclutate nelle tre stazioni di ricerca nei tre anni di studio; c) il microhabitat delle reclute. Nei tre casi è stata eseguita prima una analisi dei cluster con il metodo di aggregazione gerarchica sulla base del legame medio tra gruppi. La misura di similarità tra campioni è stata calcolata con l'indice di Bray-Curtis e sulla matrice così ottenuta è stata eseguita una seconda analisi di ordinamento con il metodo MDS non metrico.

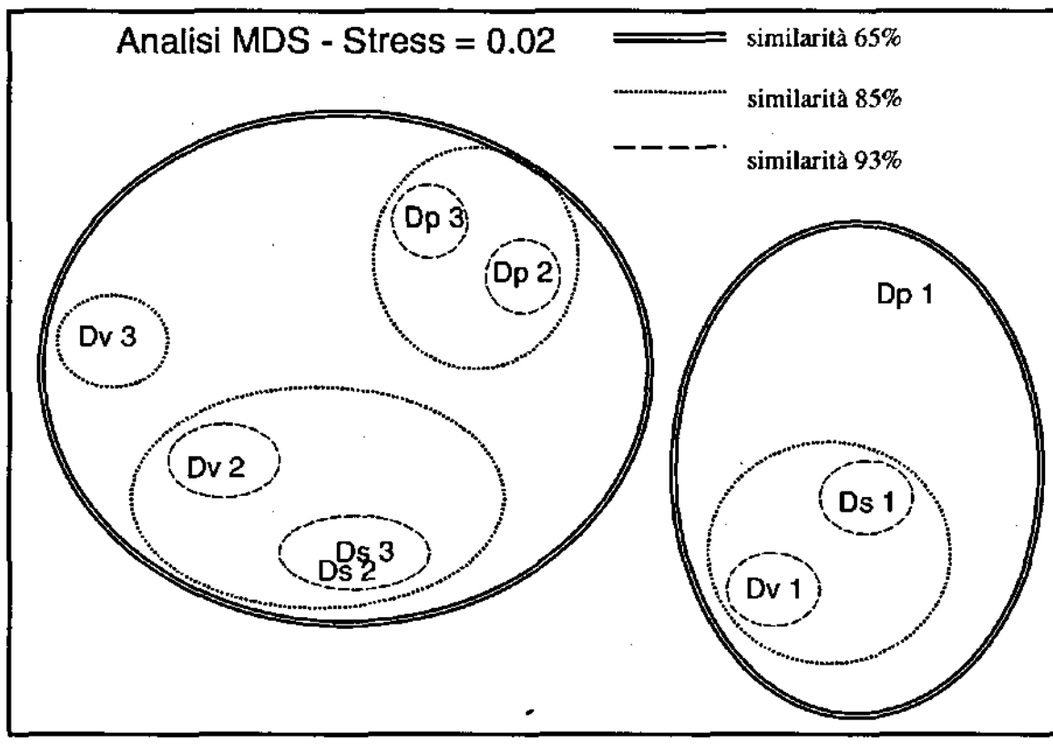
L'esistenza di differenze nella distanza dalla costa tra le tre classi di taglia delle diverse reclute è stata testata con un'analisi della varianza (ANOVA1) previa verifica dell'omogeneità delle varianze; in caso di eterogeneità è stato utilizzato il test non parametrico di Kruskall-Wallis.

Risultati

Le post-larve di *D. puntazzo*, *D. sargus* e *D. vulgaris* si insediano nelle stesse zone lungo il tratto costiero studiato, pur comparendo in periodi diversi dell'anno e con modalità differenti da specie a specie. L'insediamento della coorte di *D. puntazzo* avviene in ottobre-novembre, in un intervallo di tempo piuttosto circoscritto. *D.vulgaris* e *D. sargus* hanno un periodo di insediamento prolunga-

to durante il quale si possono individuare due distinte microcoorti. *D. vulgaris* si insedia con una prima coorte tra dicembre e gennaio e con una seconda in febbraio-marzo, mentre le post-larve di *D. sargus* si insediano tra maggio e giugno, con due microcoorti più ravvicinate e distanziate in media di solo 20-30 giorni l'una dall'altra.

L'intensità del reclutamento varia da specie a specie sia intra-annualmente, tra una stazione e l'altra, che inter-annualmente in ciascuna stazione (tabella in Fig. 2). *D. vulgaris* è la specie che presenta le intensità massime di insediamento mentre *D. puntazzo* le minime. I risultati dell'MDS (Fig. 2) mostrano chiaramente come le reclute delle tre specie abbiano una percezione simile dell'ambiente. Ad un livello di similarità del 65%, i campioni sono raggruppati per stazione, piuttosto che per specie: così vengono distinti in un gruppo i campioni rilevati alla stazione 1 (abbondanza più bassa) ed il restante in un secondo gruppo. Nelle stazioni 2 e 3, dove l'intensità del reclutamento è elevata, i campioni si raggruppano per specie, con la sola eccezione di *D. vulgaris* che nella stazione 3 recluta con intensità ancora maggiori.



specie	Staz.	coorte 1994	1995	1996
D.puntazzo	1	28	35,5	
	2	39	65	80
	3	34	253	68
D.sargus	1	86	58	
	2	362	50	133
	3	329	84	156
D.vulgaris	1	159	112	
	2	533	310	180
	3	459	902	552

Fig. 2 - Abbondanza massima delle reclute di *D. puntazzo* (Dp), *D. sargus* (Ds) e *D. vulgaris* (Dv) nelle tre stazioni di ricerca nel triennio 1994-96. A sinistra è riportato il risultato dell'analisi MDS; a destra le abbondanze massime rilevate nei tre anni di studio.

Maximum abundance of recruits of *D. puntazzo* (Dp), *D. sargus* (Ds) *and D. vulgaris* (Dv) in the three stations during 1994-1996. Left: results of MDS analysis. Right: maximum abundances of each species in three years of studies.

Nel tratto costiero esplorato, lungo circa 8 km, le tre specie di saraghi reclutano, oltre che nelle tre stazioni studiate, solo in particolari altri punti (Fig. 1B). Tali punti hanno caratteristiche topografiche e strutturali idonee per ospitare le reclute delle tre specie, e sono del tutto simili alle stazioni studiate. Tutte le specie reclutano in ciascuno dei punti individuati, evidenziando l'esistenza di richieste simili in termini di habitat. Il reclutamento delle specie studiate varia non solo su ampia scala spaziale, ma anche su scala ridotta: all'interno di ciascuna stazione esistono, cioè, zone ben definite in cui avviene l'insediamento (Fig. 1A A'A") e che rimangono invariate sia da specie a specie che da un anno all'altro.

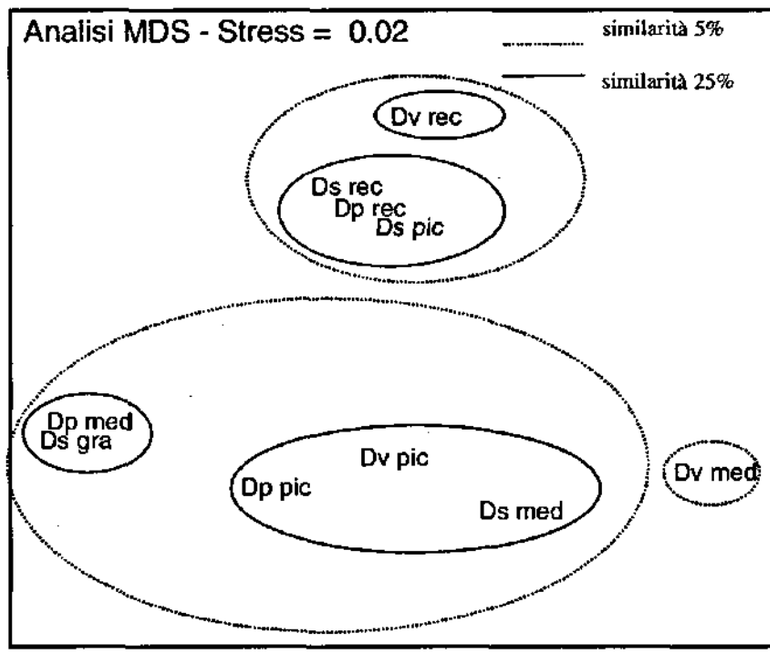
Il microhabitat di *D. puntazzo*, *D. sargus* e *D. vulgaris* è molto simile a parità di classe di taglia (Tab. 1). L'analisi dei cluster eseguita sui dati del microhabitat

delle reclute delle tre specie studiate ha evidenziato che, nel complesso, le richieste spaziali sono piuttosto simili, distinguendo al 76% di similarità due gruppi, uno con la classe di taglia 30-40 mm e un secondo con le restanti due classi. Le tre specie studiate prediligono al momento dell'insediamento ambienti costituiti da sabbia-ghiaia con ciottoli e blocchi rocciosi di piccole dimensioni, con copertura algale ridotta o assente. Le post-larve si mantengono in prossimità della costa, ad una distanza media di 1,4-1,6 m, ad eccezione di *D. vulgaris* che si trova in media a 2,2 m dalla costa e a 0,7 m di profondità, contro lo 0,4-0,6 delle altre due specie. Con l'accrescimento le reclute si allontanano dalla costa spingendosi in ambienti strutturalmente più diversificati rispetto ai siti di insediamento. La distanza dalla costa delle reclute di ciascuna specie, sottoposta ad ANOVA, ha evidenziato per *D. puntazzo* e *D. sargus* l'esistenza di differenze statisticamente molto significative: si osserva infatti un incremento della distanza dalla costa delle reclute con l'accrescimento, particolarmente evidente negli esemplari più grandi.

Tab. 1 - Caratteristiche del microhabitat delle reclute di *D. puntazzo*, *D. sargus* e *D. vulgaris*. Microhabitat features of *D. puntazzo*, *D. sargus* and *D. vulgaris* recruits.

									Inclinazione del fondo (%)			Natura del substrato (%)						
	taglia (mm)	N° di campioni	periodo di comparsa	distanza dalla costa (m)	profondità (m)	abbondanza	distanza fondo (m)	<30°	31-60°	>60°	ciottoli	blocchi piccoli	blocchi medi	blocchi grandi	roccia omogenea	sabbia-ghiaia	copertura algale (%)
D.puntazzo	10-15	74	ott.-dic.	1,4	0,4	3,4±4,61	0,21	90,5	6,8	2,7	21,9	17,8	13,0	2,4	16,0	29,0	9,5
	20-25	31	dic.-feb.	1,5	0,4	1,5±1,12	0,17	93,5	6,5	0	22,8	20,3	17,7	3,8	16,5	19,0	3,6
	30-40	57	mar.-apr.	2,8	0,5	1,4±0,91	0,18	96,5	3,5	0	26,6	16,5	11,9	3,7	21,1	20,2	29,8
D.vulgaris	10-15	61	dic.-mar.	2,2	0,7	14,9±21,11	0,27	88,5	11,5	0	23,5	22,9	19,6	2,6	11,1	20,3	4,9
	20-25	130	mar.-apr.	2,7	0,7	8,12±11,96	0,33	90,8	6,9	2.3	25,2	23,3	17,9	2,8	13,5	17,3	16,0
	30-40	49	mar.-mag.	2,8	1,1	1,8±1,44	0,43	81,6	10,2	8.2	24,2	23,2	18,9	6,3	15,8	11,6	28,9
D.sargus	10-15	89	mag.-giu.	1,6	0,6	4,1±3,88	0,23	89,9	1,1	9.0	26,0	14,9	9,4	1,1	12,2	36,5	8,3
	20-25	89	giu.-lug.	1,7	0,5	3,2±6,12	0,58	96,6	2,2	1.1	26,6	20,6	11,1	2,5	9,5	29,6	14,8
	30-40	49	giu.-ago.	4,3	0,6	1,7±1,27	-	93,9	6,1	0	26,1	22,5	12,6	4,5	7,2	27,0	48,3

I bassi fondali costieri ospitano principalmente reclute e forme giovanili delle tre specie studiate. Gli esemplari, durante l'accrescimento, compiono escursioni sempre più ampie all'esterno dell'area di *nursery*, estendendo e modificando il loro dominio vitale verso l'ambiente tipico delle forme adulte. Nelle ore diurne, nella stazione 2, oltre il 98% degli esemplari di *D. puntazzo* e *D. vulgaris* sono reclute, mentre risultano del tutto occasionali esemplari di piccola taglia (Fig. 3 a destra). La popolazione censita di *D. sargus*, specie più costiera rispetto alle precedenti, è invece costituita in misura simile da reclute e piccoli, con una presenza di esemplari di medie dimensioni maggiore rispetto alle altre due specie. Allo Scoglietto, invece, sono stati rilevati per tutte le tre specie soltanto esemplari di grandi dimensioni. Anche l'MDS (Fig. 3 a sinistra) fornisce una analoga rappresentazione della struttura delle popolazioni studiate, raggruppando tra loro i campioni con le densità medie per rilevamento più elevate (le reclute



	Taglia	*Diplodus puntazzo*	*Diplodus sargus*	*Diplodus vulgaris*
Stazione2	**Reclute**	99,29	50,39	98,66
	Piccoli	0,71	47,70	1,30
	Medi		1,91	0,04
	Grandi			
Scoglietto	**Reclute**			
	Piccoli			
	Medi			
	Grandi	100	100	100

Fig. 3 - Struttura diurna delle popolazioni di *D. puntazzo* (Dp), *D. sargus* (Ds) e *D. vulgaris* (Dv). A sinistra risultato dell'analisi MDS sui dati di densità media per rilevamento per classe di taglia. A destra densità media per rilevamento in percentuale per classe di taglia nella stazione 2 ed allo Scoglietto.

Diurnal population structure of *D. puntazzo* (Dp), *D. sargus* (Ds) e *D. vulgaris* (Dv). Left: results of MDS analysis on mean density per sample for each size class. Right: mean density percentage per sample per size class in station 2 and at the Scoglietto islet.

delle tre specie e i piccoli di *D. sargus*). Durante le ore notturne compaiono occasionalmente lungo la stazione 2 individui di taglie non rilevate durante il giorno: è il caso di *D. sargus* (grandi) e *D. puntazzo* (medi).

Discussione e conclusioni

Quali siano i fattori che regolano l'organizzazione di una aggregazione multispecifica, come ad esempio una comunità ittica costiera, sono da sempre argomento di dibattito tra gli ecologi. E' stato osservato che processi deterministici e stocastici hanno luogo in maniera differenziata in funzione del tipo di habitat e della comunità studiata, e non di rado agiscono insieme (Sale e Dybdahl, 1975; Helfman, 1978; Sale, 1980; Grossman, 1982).

Le tre specie di saraghi, *D. puntazzo*, *D. sargus* e *D. vulgaris*, vivono nell'ambiente costiero, si insediano e reclutano lungo i litorali e, in questa fase, hanno richieste non solo spaziali, ma anche trofiche (Rosecchi, 1987; Porcile *et al.*, 1989) del tutto simili. Se le tre specie reclutassero contemporaneamente il successo del reclutamento sarebbe minore per il più elevato tasso di mortalità specifica, conseguenza diretta della competizione per le risorse. Queste specie invece hanno adottato strategie che minimizzano il rischio dell'insorgere di tali fenomeni competitivi, in particolar modo a livello inter-specifico. Infatti la comparsa delle reclute avviene in periodi successivi permettendo una condivisione delle nicchie spaziali, riducendo così il rischio di comparsa di fenomeni di competizione inter-specifica. L'insediamento di *D. puntazzo* precede in genere di un solo mese quello di *D. vulgaris*, e quindi non è raro osservare le reclute di entrambe le specie assieme. La ridotta abbondanza delle prime e una certa differenza del dominio vitale (dovuto alla taglia leggermente superiore dei piccoli di *D. puntazzo*) non sembrano in questo caso determinare la comparsa di fenomeni evidenti di competizione, come osservato anche da Gambaccini (1995). Considerando l'intensità del reclutamento delle diverse specie la ripartizione temporale dell'utiliz-

zo delle nursery costiere appare particolarmente necessaria per *D. sargus* e *D. vulgaris*. Entrambe mostrano caratteri morfologici simili ed una identica distribuzione in Mediterraneo e, all'assenza di una separazione geografica, corrisponde una divergenza di carattere ecobiotico grazie alla quale, secondo Tortonese (1965) viene assicurato l'isolamento riproduttivo: un diverso grado di ermafroditismo e soprattutto un differente periodo riproduttivo, e quindi di reclutamento. Le reclute di *D. sargus* godono, rispetto a quelle di *D. vulgaris*, di un vantaggio tutt'altro che trascurabile: compaiono nelle aree costiere durante i mesi caldi, con i relativi benefici che questo periodo dell'anno comporta (effetto della temperatura sul metabolismo, aumentata produzione degli ecosistemi costieri, ecc.). Questo vantaggio rispetto all'altra specie come è stato conquistato? Una spiegazione plausibile potrebbe essere data dal fatto che la speciazione di *D. sargus* sia avvenuta prima di quella di *D. vulgaris*. Sebbene tutt'oggi non vi siano precise indicazioni in proposito, è tuttavia possibile che *D. sargus* sia una specie più antica di *D. vulgaris*, in considerazione anche del fatto che *D. sargus* presenta una distribuzione geografica più ampia, che comprende anche l'Atlantico e parte dell'Oceano Indiano. Si pensa che proprio le aree costiere atlantiche abbiano costituito il centro di dispersione del genere *Diplodus*, come afferma Tortonese (1965), secondo il quale in Mediterraneo *D. sargus* avrebbe avuto una origine allopatrica rispetto a *D. vulgaris*.

In queste due specie il reclutamento ha un andamento tipicamente bifasico, con due microcoorti di insediamento. Questa dinamica di reclutamento può avere la funzione di garantire il più alto livello di sopravvivenza delle reclute, riducendo il livello di competizione intra-specifica (Zazzetta, 1996). Le reclute dei saraghi, al pari di diverse altre specie, ampliano il loro dominio vitale durante l'accrescimento: un insediamento frazionato nel tempo riduce il numero di individui che saranno presenti in un dato micro-ambiente, diminuendo così tra cospecifici il rischio di comparsa di fenomeni competitivi per le risorse (spaziali e/o trofiche) che potrebbero sorgere in situazioni di sovraffollamento. Altri Sparidi come *Oblada melanura* e *Sarpa salpa*, caratterizzati, al pari di *D. sargus* e *D. vulgaris*, da una elevata intensità di reclutamento mostrano due distinte microcoorti di insediamento (Zazzetta, 1996; Biagi *et al.*, 1997). In *D. puntazzo*, specie con ridotta intensità di reclutamento, non compaiono due microcoorti ed è probabile che, in questo caso, le risorse disponibili siano sempre sotto sfruttate.

La ripartizione delle nicchie ecologiche tra i vari stadi di sviluppo di una specie, con i giovanili in acque meno profonde che si spostano più in profondità nel corso dell'ontogenesi, comporta rilevanti vantaggi quali la ripartizione delle risorse trofiche e la drastica riduzione di competizione tra stadi diversi (Helfman, 1978). Questa strategia è comune a molte specie ittiche (Quignard, 1966; Machperson, 1985; Macpherson e Duarte, 1991; Heath, 1992). Nelle stazioni costiere, in siti idonei all'insediamento, esemplari di taglia media e grande sono assenti o costituiscono una presenza eccezionale, con la sola eccezione di *D. sargus*.

I risultati di questa ricerca hanno permesso di evidenziare le strategie adattative attuate da tre specie ittiche costiere cogeneriche, con caratteristiche ecologiche simili, al fine di ridurre l'insorgenza di fenomeni di competizione inter- e intra-specifica. In particolare la competizione inter-specifica nelle prime fasi del reclutamento nectobentonico viene evitata o ridotta ripartendo il periodo di accesso alle risorse disponibili delle nursery costiere. In specie con elevata intensità

del reclutamento la competizione intra-specifica viene ridotta frazionando in più periodi l'insediamento delle post-larve. La competizione intra-specifica tra le diverse stanze del ciclo vitale delle specie studiate viene ridotta o evitata modificando durante l'ontogenesi le richieste spaziali e trofiche.

Summary

Fishes living in the same area, need to divide the resources and, in fact, the competition for the resources is one of the main important factors that structures fish assemblages. Adaptative strategies for reducing inter- and intra-specific competition were studied in three mediterranean Sparids: *D. puntazzo*, *D. sargus* e *D. vulgaris*. These species settle in the same areas, on mixed bottom, with sand, gravel and small pebbles, with reduced or absent algae coverage, but they use the nursery at different times. Recruitment intensity is higher in *D. sargus* and *D. vulgaris*, that settle with two distinct micro-cohorts, reducing, in this way, the density of individuals and the competition level inside recruits. Mainly recruits and juveniles of the species studied lives on littoral shallow bottoms. Individuals modify their home range during the growth, moving far from the nurseries to deeper water, where adults live. Competition between adults and juveniles of the same species is thus avoided by the use of different spatial and temporal niches.

Bibliografia

BIAGI F., GAMBACCINI S., ZAZZETTA M. (1997) - Insediamento e microhabitat di specie ittiche nella fascia costiera toscana. *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 195-203.

FISCHER W., SCHNEIDER M., BAUCHOT M.L. (1986) - *Fiches F.A.O. d'identification des especes pour les besoins de la pêche, Mediterranee et Mer Noire. Zone de pêche 37. Vol. II. Vertebres* F.A.O., Roma, **2**: 1361-1363.

GAMBACCINI S. (1995) - Reclutamento e variabilità spazio temporale in due specie di sparidi, *Diplodus puntazzo* e *Diplodus vulgaris*, mediante censimenti visivi subacquei. Tesi di Laurea, Univ. Pisa: 105 pp.

GBRMPA (1978) - Great Barrier Reef Marine Park Authority, workshop on reef fish assessment and monitoring. *Workshop series*, **2**: 63 pp.

GROSSMAN G.D. (1982) - Dynamics and organization of a rocky intertidal fish assemblage: the persistence and resilience of taxocene structure. *Am. Nat.*, **119** (5): 611-637.

HARMELIN-VIVIEN M.L., HARMELIN J.G., CHAUVET C., DUVAL C., GALZIN R., LEJEUNE P., BARNABÉ 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.

HEATH M.R. (1992) - Field investigations of the early life stages of marine fish. *Adv. Mar. Biol.*, **28**: 1-139.

HELFMAN G.S. (1978) - Patterns of community structure in fishes: summary and overview. *Env. Biol. Fish.*, **3** (1): 129-148.

HOUDE E.D. (1987) - Fish early life dynamics and recruitment variability. *Am. Fish. Soc. Symp.*, **2**: 17-27.

MACPHERSON E. (1985) - Dinamics and organization of fish communities. *Nova Thalassia*, **7** (3): 43-62.

MACPHERSON E., DUARTE C.M., (1991) - Bathymetric trends in demersal fish size: is there a general relationships? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **71**: 103-112.

PORCILE P., REPETTO N., WURTZ, M. (1989). Comportamento alimentare di giovani sparidi in una prateria di *Posidonia oceanica* del Mar Ligure. *Oebalia*, **15** (1): 311-314.

QUIGNARD J.P. (1966) - Recherches sur les Labridae (Poissons Téléostéens Perciformes) des côtes européennes - Systématique et Biologie. Université de Montpellier: 240 pp.

RICHARDS W.S., LINDEMAN K.C. (1987) - Recruitment dynamics of reef fishes: planktonic processes, settlement and demersal ecologies, and fishery analysis. *Bull. Mar. Sci.*, **41**(2): 394-410.

ROSECCHI E. (1987) - L'alimentation de *Diplodus annularis*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris* et *Sparus aurata* (*Pisces, Sparidae*) dans le Golfe du Lion et les lagunes littorales. *Rev. Trav. Ist. Pech. Marit.*, **49** (3-4): 125-141.

SALE P.F., DYBDAHL R. (1975) - Determinants of community structure for coral reef fishes in an experimental habitat. *Ecology*, **56**: 1343-1355.

SALE P.F. (1980) - Assemblage of fish on patch reefs: predictable or unpredictable? *Env. Biol. Fish.*, **5** (3): 243-249.

SAMOILYS M. A. (1991) - Review of the underwater visual census method developed by DPI/ ACIAR project: visual assessment of reef fish stock. Department of Primary Industries-Queensland. Conference and workshop series, QC92006: 55 pp.

TORTONESE E. (1965) - Biologie comparée de trois espéces méditerranéennes de *Diplodus* (*Pisces, Sparidae*). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **18**: 189-192.

ZAZZETTA M. (1996) - *Struttura dell'ittiofauna di un ambiente costiero mediterraneo. Insediamento e mortalità di giovanili di sarago reale (*Diplodus sargus*)*. Tesi di laurea, Univ. Pisa: 320 pp.

ZAZZETTA M. (1997) - Valutazioni visive subacquee in snorkeling: la scelta del metodo di rilevamento. *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 505-507.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 308-316

F. Fiorentino, A. Zamboni, L. Orsi Relini, G. Relini

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, Istituto di Zoologia, Università di Genova, Via Balbi 5 - 16126 Genova, Italia.

RELAZIONI "ADULTI-RECLUTE" IN *MULLUS BARBATUS* (L.,1758) (OSTEICHTHYES - MULLIDAE) DEL MAR LIGURE: UNO STUDIO PRELIMINARE

STOCK-RECRUITMENT RELATIONSHIPS IN *MULLUS BARBATUS* (L.,1758) (OSTEICHTHYES - MULLIDAE) OF THE LIGURIAN SEA: A PRELIMINARY STUDY

Abstract

An attempt to estimate stock-recruitment relationships according to the classical models of Ricker and Beverton & Holt was performed for Red Mullet of the Ligurian Sea. It is also proposed a preliminary procedure to forecast the catch per unit effort during the main fishing season by using as input data the abundance indices of spawners, the stock-recruitment models and an empirical relationship which links the recruit abundance indices (derived from trawl surveys) to the commercial CPUE.

Key-words: Red mullet, fishery, stock-recruitment relationships, Ligurian Sea, Mediterranean.

Introduzione

Le relazioni tra adulti e reclute costituiscono uno degli argomenti più difficili nello studio della dinamica delle risorse sfruttate dalla pesca.

Sin dagli anni '50 i biologi hanno a disposizione due modelli che legano, per un determinato stock, l'abbondanza dei riproduttori a quella delle reclute: il modello di Ricker (1954) e quello di Beverton e Holt (1957).

Il modello di Ricker prevede che per valori elevati di riproduttori diminuisca la consistenza del reclutamento. L'equazione che descrive il modello è:

$R = S\, e^{\alpha(1- S/\beta)}$ con R = indice di abbondanza del reclutamento, S = indice di abbondanza dei riproduttori e α e β parametri del modello.

Il modello di Beverton e Holt assume che il reclutamento aumenti costantemente al crescere dello stock parentale fino a raggiungere un valore asintotico. L'equazione del modello è $R = \frac{1}{\alpha + \frac{\beta}{S}}$ in cui R ed S hanno lo stesso significato dell'equazione precedente, mentre α e β sono i parametri del nuovo modello.

Nonostante l'esistenza di queste relazioni teoriche, le difficoltà connesse alla costituzione di serie storiche di indici di abbondanza affidabili ed alla variabilità insita nei fenomeni di reclutamento hanno scoraggiato lo studio delle relazioni adulti-reclute. Tali difficoltà sono probabilmente alla base della convinzione comune alla maggioranza dei biologi che vi sia una certa indipendenza tra lo stock parentale ed il reclutamento nella maggior parte delle specie sfruttate dalla pesca

(Gulland, 1983). Lo sviluppo delle ricerche condotte su stocks di aree extramediterranee, soggette a livelli di sfruttamento sempre crescenti, hanno, tuttavia, messo in evidenza relazioni più o meno forti tra il numero dei riproduttori ed il numero delle reclute, almeno negli stocks demersali. Queste relazioni sono spesso mascherate da una notevole dispersione dei dati che tende ad aumentare con l'incremento dell'abbondanza dello stock di riproduttori (Hilborn e Walters, 1992).

La disponibilità di una breve serie storica di dati di abbondanze di adulti e reclute della triglia di fango, *Mullus barbatus* (L., 1758), raccolti durante diversi programmi di pesca a strascico sperimentale sui fondi antistanti la Riviera Ligure di Levante, ha consentito uno studio preliminare della relazione tra riproduttori e reclute in tale specie. Infatti le campagne di pesca sperimentale hanno permesso di misurare l'abbondanza di riproduttori - a primavera - e quella dei giovani - in autunno - sui fondi entro i 50 m di profondità, in cui lo strascico è interdetto.

Dato che la triglia di fango nell'area viene catturata soprattutto tra l'autunno e l'inizio dell'inverno, quando le reclute si spostano dai fondi protetti a maggiore profondità, sono stati, successivamente, ricercati legami tra l'abbondanza dei giovani entro i 50 m in ottobre ed il quantitativo di triglie sbarcato dalle strascicanti di Santa Margherita Ligure (GE) che pescano sui fondi neritici durante i mesi autunnali. Queste due relazioni sono state combinate con lo scopo di collegare i livelli di cattura autunnali di triglie della flotta commerciale di un determinato anno con l'abbondanza degli adulti sui fondi situati entro i 50 metri nella primavera dello stesso anno e permettere una previsione delle catture.

Le caratteristiche salienti della biologia e della pesca di *M. barbatus* alla base del presente lavoro, tratte da Lo Bianco (1908-1909), Scaccini (1947), Orsi Relini *et al.*, (1985), Relini *et al.*, (1985), Orsi Relini e Arnaldi (1986), Relini *et al.* (1996), sono schematizzate in fig. 1. L'ipotesi di fondo è che le reclute che si ritrovano sui fondi infralitorali all'inizio dell'autunno di un determinato anno derivino dallo stock di riproduttori composto dagli individui con almeno un anno di vita che si trovano sugli stessi fondi nella primavera dello stesso anno. Tali reclute costituiranno la maggior parte delle catture realizzate durante l'autunno dalle strascicanti commerciali.

Materiali e metodi

I dati impiegati per lo studio della relazione "stock-recruitment" sono stati raccolti durante le campagne di pesca a strascico finalizzate allo studio degli effetti della pesca sulla fascia costiera (1982-83) ed alla valutazione delle risorse demersali (1988-96). Le pescate sono state condotte tra 20 e 30 m di profondità sui fondi fuori Chiavari (Riviera di Levante) che costituiscono sia una spawning area che una nursery per *M. barbatus* (Orsi Relini *et al.*, 1985; Orsi Relini e Arnaldi, 1986). Le cale sono state condotte in ore diurne impiegando reti tradizionali a bassa apertura verticale (tartana).

La consistenza numerica degli adulti e delle reclute è stata ricavata dalle distribuzioni di taglia degli individui catturati in un'ora di strascico. Sono stati considerati adulti gli individui catturati in primavera (generalmente maggio) di taglia superiore od uguale a 12 cm l.t. (più di un anno di vita) e reclute i giovani individui inferiori a 12 cm l.t. (meno di un anno di vita) catturati in autunno (tra ottobre ed i primi di novembre). Tale criterio è motivato dal fatto che le taglie minime di riproduzione nell'area sono pari a 12 cm l.t. nelle femmine e

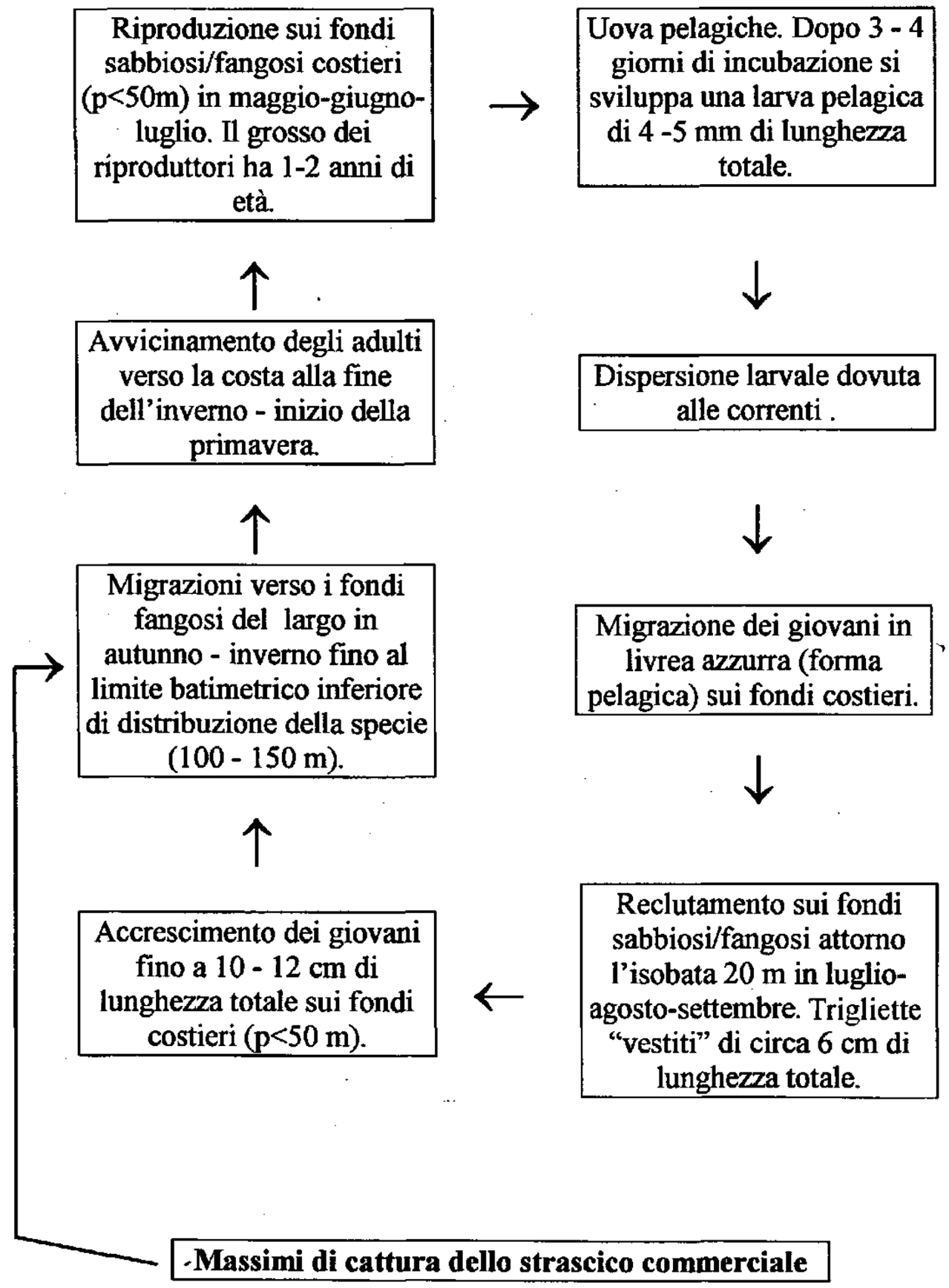


Fig.1 - Principali caratteristiche della biologia e della pesca della triglia di fango in Mar Ligure.
Diagram showing the main features of biology and fishery of Red mullet in the Ligurian Sea.

11 cm l.t. nei maschi, che la riproduzione avviene principalmente tra maggio e giugno ed il reclutamento tra agosto e settembre (Relini Orsi e Arnaldi, 1986).

Per individuare le relazioni medie tra lo stock di riproduttori e quello di reclute sono state condotte stime preliminari dei parametri dei modelli di Ricker e di Beverton e Holt. Le equazioni, impiegate nella forma linearizzata, sono rispettivamente $\ln (R/S) = \alpha - (\alpha / \beta) S$ per il modello di Ricker e $1/R = \alpha + \beta/S$ per quello di Beverton e Holt, con R, S, α e β definiti in introduzione.

La stima dei coefficienti delle regressioni lineari è stata effettuata tramite la tecnica "robusta" della mediana singola, efficace con dati anomali pari al massimo al 20-30% del totale (Forina *et al.*, 1991). Per la stima della regressione robusta è stato impiegato il pacchetto statistico PARVUS (Forina *et al.*, 1988).

Le relazioni empiriche tra il numero di reclute sui fondi entro i 50 m in ottobre e lo sbarcato medio giornaliero autunnale delle strascicanti costiere della marineria di Santa Margherita Ligure sono state calcolate mediante le procedure di "miglior stima" inserite in EXCEL.

Partendo dal numero di adulti catturati in primavera entro l'isobata 50 m, sono state stimate le reclute corrispondenti, mediante i modelli di Ricker e Beverton e Holt. Tali reclute sono state quindi impiegate per calcolare lo sbarcato medio autunnale dello strascico costiero locale mediante le relazioni empiriche precedentemente trovate

Per le relazioni presentate sono forniti gli "errori medi in previsione", calcolati come rapporto percentuale tra la media della radice quadrata degli scarti quadratici tra valore osservato e valore previsto e la media dei valori osservati.

Risultati

A partire dal 1990 in poi si è registrato un aumento delle abbondanze di triglie nell'area di Chiavari. L'andamento nel tempo degli indici di abbondanza degli

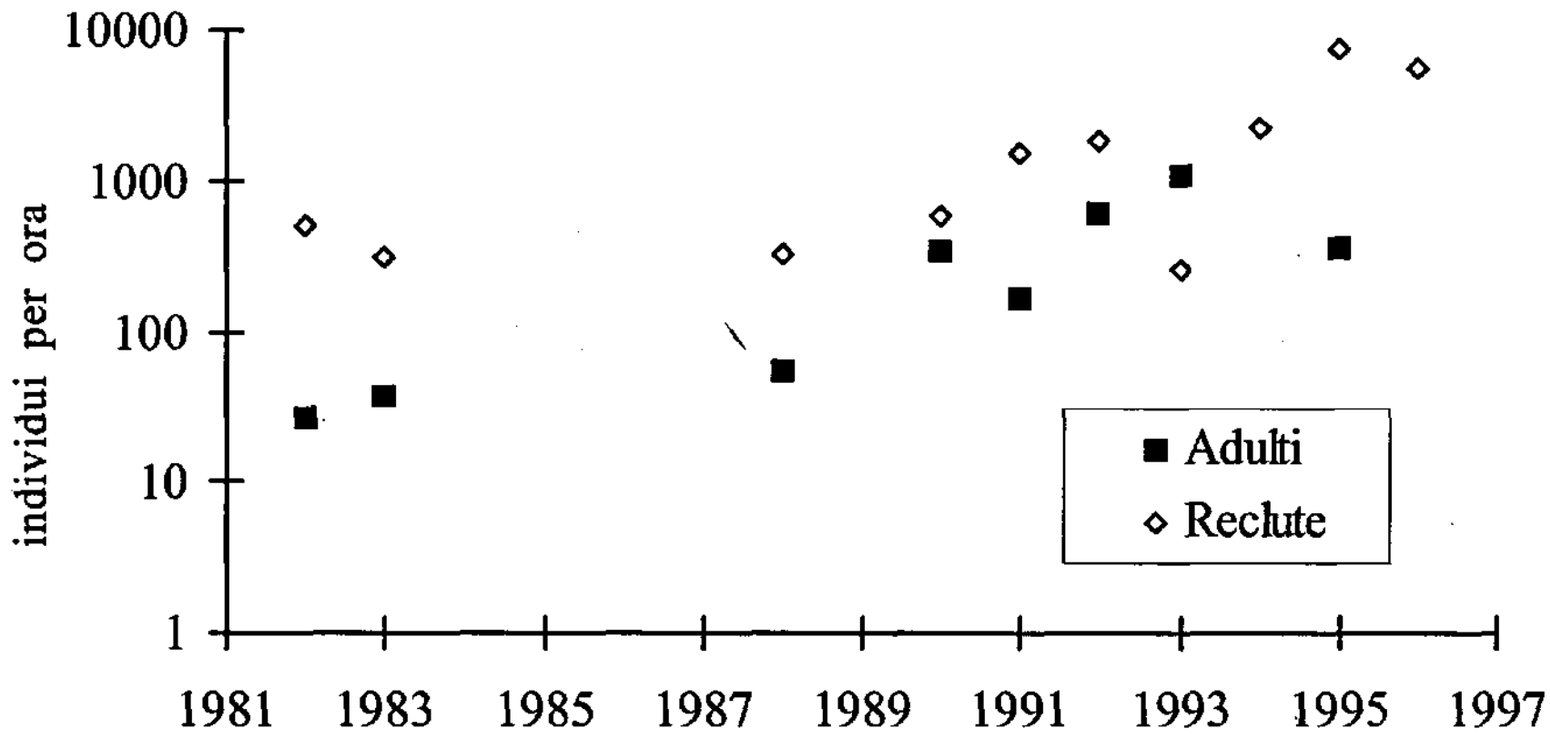


Fig. 2 - Andamento delle abbondanze degli adulti e delle reclute nell'area di Chiavari registrate durante diversi "trawl surveys".
Abundance patterns of adults and recruits off Chiavari recorded by trawl surveys.

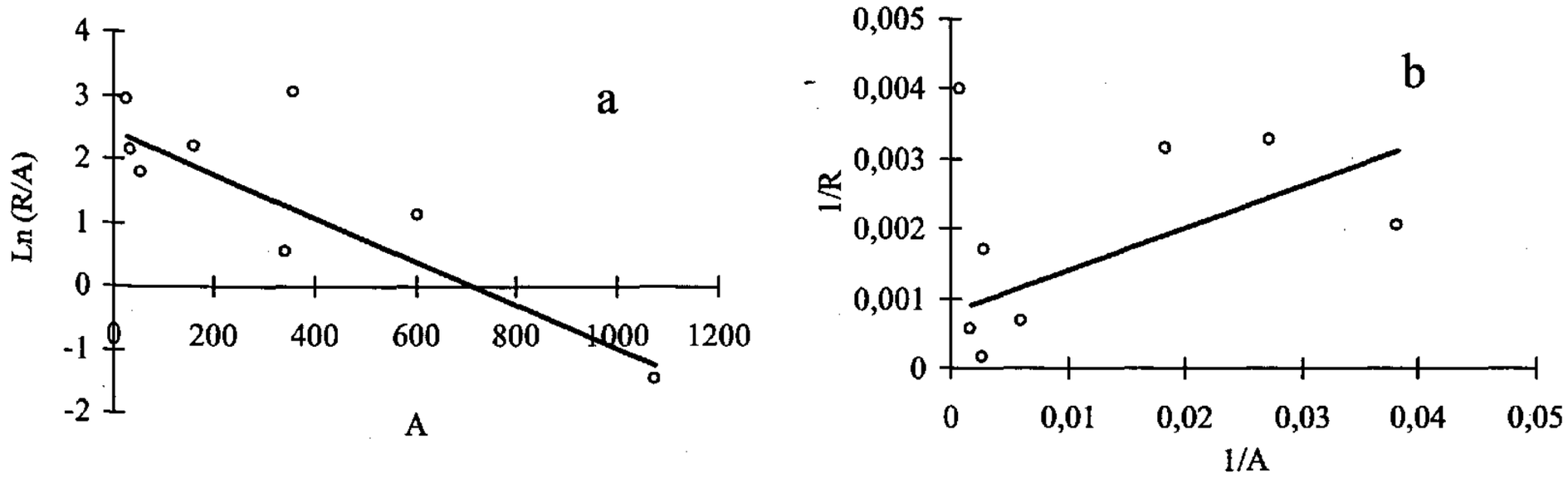


Fig. 3 - Indici di reclutamento in funzione degli adulti e relazioni adulti/reclute nella forma linearizzata secondo Ricker (a) e Beverton e Holt (b).
Recruitment indeces in function of adults and stock recruitment relationships (linearized form) according to Ricker (a) and Beverton & Holt (b).

adulti e dei giovani del gruppo 0 è riportato in fig. 2. Due anni, il 1993 ed il 1995, si allontanano dal "trend" generale e sono caratterizzati rispettivamente da un basso livello di reclutamento ed una bassa abbondanza di riproduttori.

Le relazioni tra le abbondanze delle reclute autunnali in funzione di quella degli adulti primaverili dello stesso anno sono riportate nella forma linearizzata in fig. 3. Si notano, con il pallino pieno, le annate che si discostano dall'andamento generale, costituite dal 1993 per il modello di Beverton e Holt e dal 1995 per quello di Ricker. Le principali statistiche delle regressioni robuste ed i parametri dei modelli stock parentale-reclutamento sono riportati in tab. 1.

Le relazioni medie adulti-reclute secondo Ricker e Beverton e Holt, riportate in fig. 4, mostrano che, al di sotto di un'abbondanza di adulti di circa 150 individui per ora di strascico, i livelli di reclutamento sono di scarso rilievo. L'analisi dei residui mostra che il primo modello interpola meglio i dati sperimentali rispetto al secondo, sebbene l'errore medio in previsione rimanga alto (tab. 1).

Tab. 1 - Principali statistiche e parametri delle relazioni adulti/reclute secondo Ricker e Beverton e Holt.

Main statistics and parameters of stock-recruitment relationships according to Ricker and Beverton & Holt models.

Parametro	Ricker	Beverton e Holt
a (stima lineare robusta)	2,4488	0,0008
s_a	0,1230	0,0005
b (stima lineare robusta)	-0,0034	0,0601
s_b	0,0002	0,0256
α	11,5747	0,0008
β	-0,0034	0,0601
Errore medio % (escluso outlier)	40,8	49,3
Errore medio % (incluso outlier)	60,0	78,5
r (stima lineare robusta)	-0,9241	0,6916
N	7	7
Outlier (annata)	1995	1993

Se si considerano le relazioni empiriche tra gli indici di abbondanza delle reclute di ottobre e gli sbarcati autunnali, riportate in fig. 5, si nota che i dati relativi al quinquennio 1990-94 sono interpolabili con una semplice regressione lineare. L'aggiunta delle annate 1995 e 1996 rende la relazione esprimibile con una parabola con concavità rivolta verso il basso.

Il confronto tra le stime delle catture autunnali calcolate partendo dalle abbondanze degli adulti sui fondi infralitorali di Chiavari in maggio ed impiegando come funzioni i modelli adulti-reclute (fig. 4) e la relazione parabolica tra le abbondanze di reclute e gli sbarcati commerciali (fig. 5), mostra un certo accordo tra i valori osservati e quelli previsti (fig. 6). L'errore medio in previsione

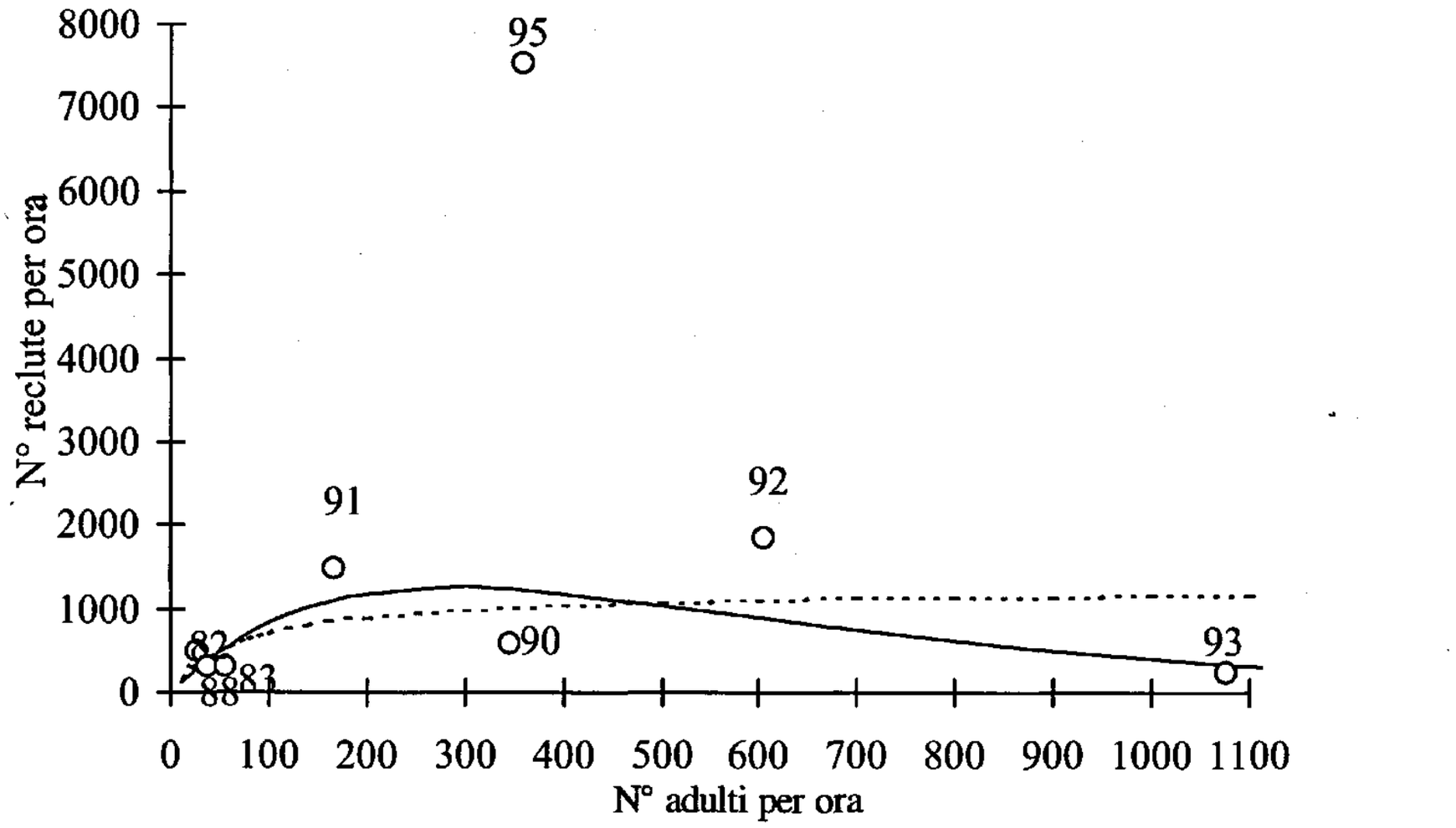


Fig. 4 - Abbondanza delle reclute in funzione degli adulti e relazioni adulti/reclute secondo Ricker (linea continua) e Beverton e Holt (linea tratteggiata).

Recruit abundances in fuction of adults and stock-recruitment relationships according to Ricker (solid line) and Beverton & Holt (hatched line).

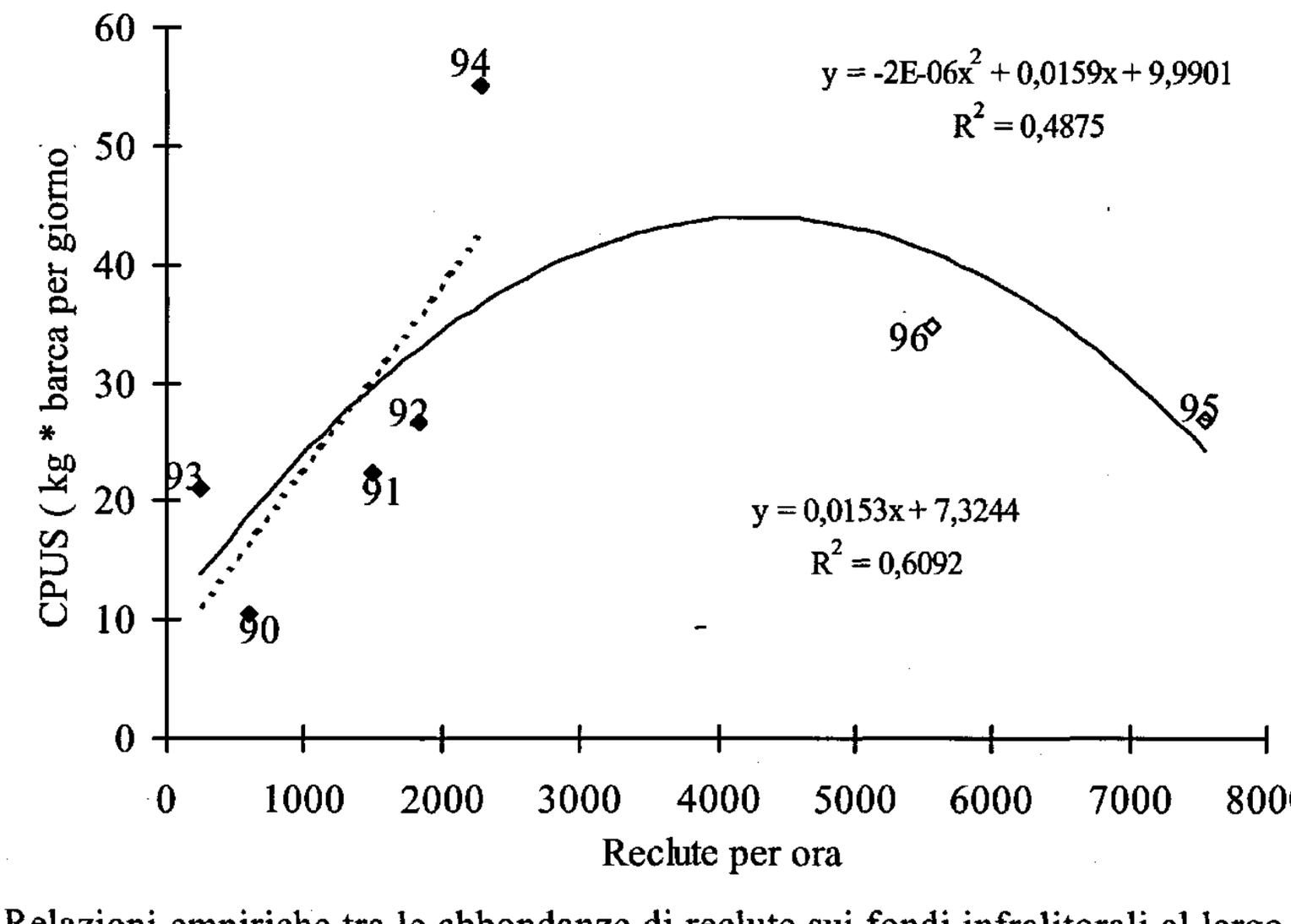


Fig. 5 - Relazioni empiriche tra le abbondanze di reclute sui fondi infralitorali al largo di Chiavari in ottobre e gli sbarcati giornalieri medi delle strascicanti di S.Margherita Ligure in autunno. La relazione lineare (tratteggiata) riguarda il quinquennio 1990-94; quella parabolica (continua) l'intero periodo considerato.

Empirical relationships between recruit abundances on the infralittoral bottoms off Chiavari in October and mean daily landings of Santa Margherita Ligure trawlers in autumn. The linear relationship (hatched line)concerns the period 1990-94; the parabolic one (solid line)regards the whole set of data.

è pari al 40% circa impiegando la relazione di Ricker ed al 33% circa utilizzando quella di Beverton e Holt.

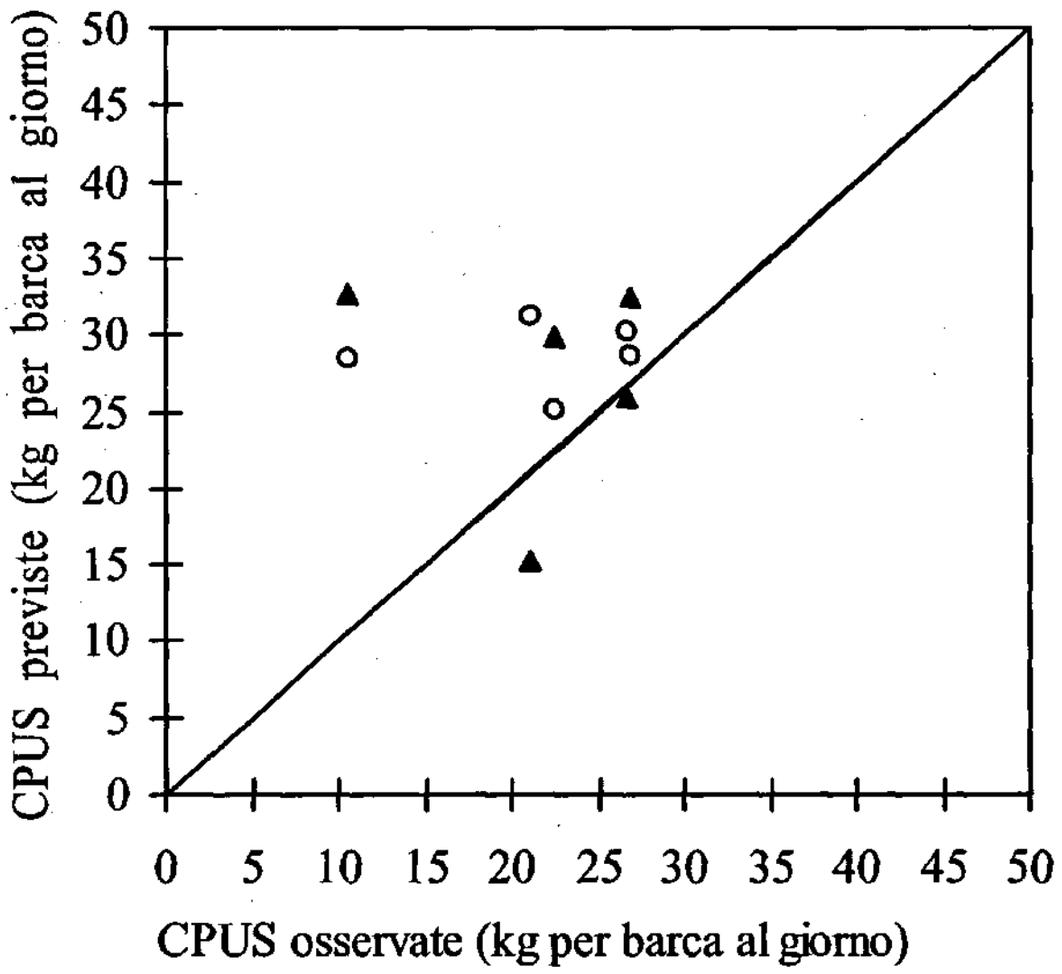


Fig. 6 - Confronto tra sbarcati medi giornalieri per strascicante (CPUS) osservati in autunno e quelli stimati impiegando la procedura proposta. Con il triangolo pieno sono indicate le stime ottenute con il modello di Ricker, con il pallino vuoto quelle ricavate con il modello di Beverton e Holt.

Comparison of mean daily landing per trawler (CPUS) observed in autumn and those estimated by using the proposed procedure. The estimates according to the Ricker model are shown by the closed triangles, those to the Beverton & Holt model by the open circles.

Discussione

Nell'unico lavoro rinvenuto sulla dinamica adulti-reclute per le risorse demersali mediterranee e relativo a *Merluccius merluccius* (L., 1758) del Medio Adriatico, Alegria Hernandez e Jukic (1992) sulla base di serie storiche di sbarcati commerciali della flottiglia a strascico yugoslava riguardanti il periodo 1960 - 1988, hanno concluso che non sono evidenti relazioni tra "spawning stock" e reclutamento.

Il contrasto tra le abbondanze di *M. barbatus* adulte sui fondi al largo di Chiavari registrate negli anni '80 e quelle ricavate negli anni '90, dovuto ad una consistente diminuzione della pressione di pesca nella fascia più strettamente costiera dell'area (Massi *et al.*,1994; Relini *et al.*, 1996), ha permesso, al contrario, di individuare relazioni adulti-reclute, nonostante la brevità della serie storica di dati.

Sebbene esista una certa dispersione dei dati attorno alle relazioni adulti-reclute presentate, l'andamento dell'abbondanza delle reclute in funzione degli adulti mostra che livelli di sfruttamento simili a quelli degli anni '80, caratterizzati da una notevole pressione della pesca illegale sui fondi infralitorali, possano produrre una forte riduzione dello stock parentale e di conseguenza del reclutamento. Se invece la pesca è concentrata nel periodo compreso tra l'autunno e l'inizio dell'inverno, quando cioè le giovani triglie lunghe tra 10 e 12 cm di lt si allontanano dalla costa, si possono mantenere nel tempo livelli di cattura più elevati rispetto allo schema di sfruttamento precedente (Relini *et al.*, 1996).

Il tentativo di prevedere i livelli di cattura della flotta commerciale, combinando le relazioni adulti-reclute con le relazioni reclute-sbarcato commerciale non ha fornito finora risultati molto soddisfacenti. La relativa sedentarietà della triglia di fango nell'area di studio, ci fa tuttavia ritenere che l'approccio presentato

meriti di essere sviluppato, sia verificando per un maggior numero di anni le relazioni adulti-reclute proposte, sia migliorando le conoscenze sulla dinamica dello sfruttamento nello spazio dello stock da parte della flotta commerciale, sia inserendo nell'analisi parametri ambientali che possano meglio spiegare la grande variabilità riscontrata attorno alle relazioni medie.

Summary

Mullus barbatus is one of the target species of coastal fishery in the Ligurian Sea. It spawns between May and July and recruits between August and September in the infralittoral soft bottoms (20-40 m depth), in which trawling is prohibited.

Indices of abundance of 0 group recruits (young fish whose total length is less than 12 cm in October) and adults (fish whose total length is equal or more than 12 cm in May-June) collected during trawl surveys, carried out between 1982 and 1995, allow to estimate the stock-recruitment relationships in red mullet according to the classical models of Ricker ($R = S\ e^{11,5747(1- S/0,0034)}$) and Beverton & Holt ($R = \frac{1}{0,0008 + \frac{0,0601}{S}}$).

Both models suggest that if adult abundance in May-June is less than 150 adults per hour of trawling, then the recruitment consistence will be very scarce (less then 500 individuals per hour of trawling).

Since catches of the commercial trawler occur mainly in the autumn, when the young red mullet, after a growing phase in the shallow bottom, move to deeper levels, an empirical relationship between recruit abundance indices collected in october in prohibited bottom and the average catch per unit effort in autumn of commercial trawlers in the area was calculed ($CPUE = -0,00002\ R^2 + 0,0159\ R + 9,9901$).

Finally an attempt to estimate commercial CPUE in autumn of a given year by using as input the number of spawners in the spring of the same year and both the stock recruitment models and the empirical recruit-CPUE relationship was performed. The average error of estimated cpue respect of the observed ones was of 40% by using the Ricker model and 33% by using the Beverton & Holt one.

Bibliografia

ALEGRIA HERNANDEZ V., JUKIC S. (1992) - Abundance dynamics of the Hake (*Merluccius merluccius* L.) from the middle Adriatic Sea. *Bulletin de l'Institut Oceanographique*, Monaco n° spécial, **11**: 151-161.

BEVERTON R.J.H., HOLT S.J. (1957) - On the dynamics of the exploited fish population. *Fisher. Invest. Ministr. Agric. Fish. Food*, **2** (19): 533 pp.

FORINA M., LEARDI R., ARMANINO C., LANTERI S., CONTI P., PRINCI P. (1988) - *PARVUS: An extendible package of programs for data exploration, classification and correlation.* Elsevier Scientific Software. Amsterdam.

FORINA M., LANTERI S., ARMANINO C., LEARDI R., TODESCHINI R. (1991) - Elaborazione statistica dei dati: applicazioni in campo chimico-clinico. Società Italiana di Chemiometria: 96 pp.

GULLAND J.A. (1983) - *Fish stock assessment: a manual of the basic methods*. Wiley, New York: 223 pp.

HILBORN R., WALTERS C.J. (1992) - *Quantitative Fisheries Stock Assessment. Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall London: 570 pp.

LO BIANCO S. (1908-1909) - Notizie biologiche riguardanti specialmente il periodo di maturità sessuale degli animali del Golfo di Napoli. *Mitt. Zool. Stn. Neapel*, **19**: 513 - 571.

MASSI D., FIORENTINO F., ZAMBONI A., RELINI G. (1994) - Variazioni nella biomassa sbarcata e nella tipologia della pesca a strascico di Santa Margherita Ligure nell'ultimo quinquennio. *Biol. Mar. Medit.*, **1** (1): 325 - 326.

ORSI RELINI L., TUNESI L., PEIRANO A., RELINI G. (1985) - La pesca a strascico nella fascia costiera ligure: II - Distribuzione ed incidenza nel pescato di forme giovanili di pesci. *Oebalia*, **11**-2 n.s.: 509-519.

ORSI RELINI L., ARNALDI D. (1986) - Note di biologia della triglia di fango, *Mullus barbatus* L., 1758, del Mar Ligure; riproduzione e reclutamento. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **52** suppl.: 237-250.

RELINI G., ORSI RELINI L., PEIRANO A., TUNESI L. (1985) - Quantitative patterns of trawl fishing in the Ligurian Sea in relation to the legal limit of 50 m depth. *FAO Fish. Rep.*, **336**: 135-140.

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. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 222-229.

RICKER W.E. (1954) - Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, **11**: 559-623.

SCACCINI A. (1947) - Contributo alla conoscenza della biologia dei Mullidi nell'Adriatico medio-occidentale. *Note Lab. Biol. Mar. Pesca - Fano*, **1** (1): 1-18.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 317-323

L. Sion, M. Cacucci, G. De Metrio

Dipartimento di Produzione Animale, Università di Bari, Via Amendola 165/A - 70126 Bari, Italia.

GIOVANI ED ADULTI DI TONNO ROSSO (*THUNNUS THYNNUS* L.) (PISCES, SCOMBRIDAE) CATTURATI DALLE RETI A CIRCUIZIONE ITALIANE NEL 1995

YOUNG AND ADULT BLUEFIN TUNAS (*THUNNUS THYNNUS* L.) (PISCES, SCOMBRIDAE) CAUGHT BY ITALIAN PURSE SEINES DURING THE 1995 FISHING SEASON

Abstract

In 1995 observations on bluefin tuna (Pisces, Scombridae) fishery by purse seines were carried out in Italian seas by means of 2 observers on board. The total catches made by the studied 12 boats fleet were 48003 specimens corresponding to 2331 MT. The CPUE values were 2.5 MT/day in biomass and 51.6 in number of fish/day. The specimens FL ranged between 60 and 255 cm (age 1-14 years). The presence of big spawners observed in Adriatic Sea at the beginning of april suggested the hipothesis they came from the Eastern Mediterranean Sea.

Key-words: bluefin catches, italian purse seines.

Introduzione

Il recente costante incremento delle catture di tonno rosso (Miyake e Kebe, 1993), dovuto al crescente interesse che il mercato, soprattutto quello giapponese, mostra per questa specie, ha indotto la comunità scientifica internazionale (GFCM, ICCAT ecc.) a sollecitare nel Mediterraneo, indagini sull'attività di pesca con reti a circuizione (purse seines), volte ad ottenere informazioni sugli indici di abbondanza di questa specie.

Accogliendo il suggerimento della comunità scientifica internazionale, nel 1995, fu organizzato un progetto di ricerca congiunto Italia, Francia, Spagna e Grecia. Lo scopo era quello di ottenere informazioni sulla distribuzione, gli indici di abbondanza e le caratteristiche biologiche mediante indagini, condotte da osservatori a bordo, in vaste aree del Mediterraneo sugli stocks sfruttati dalle flottiglie di purse seines dei paesi coinvolti nel progetto.

In questa nota vengono riportati i risultati delle indagini condotte nei mari italiani soffermando in particolare l'attenzione su quelli riguardanti la distribuzione spazio-temporale delle diverse classi di età.

Materiali e metodi

Durante la stagione di pesca al tonno nel 1995 fu seguita l'attività di una flotta di 12 barche, operanti con le reti a circuizione, inviando a bordo due osservatori che condussero indagini anche nei porti di sbarco. Essi, coadiuvati dai capitani delle barche, collezionarono informazioni su: caratteristiche delle barche e degli attrezzi, aree e periodi di pesca, strategia e tecnologia di pesca. Inoltre essi rilevarono dati di pesca riguardanti lo sforzo di pesca (E), considerato come il numero totale dei giorni a mare, per mezzo del quale furono poi calcolate le CPUE (unità di sforzo=una giornata a mare) in biomassa ed in numero, nonché dati biologici. Inoltre rilevarono, sia mediante misurazione diretta nei porti di sbarco

che visionando i libri di bordo, il peso totale dei 48003 tonni catturati e misurarono la lunghezza alla forca (LF) di 2362 esemplari. Le LF dei pesci rimanenti furono ricavate mediante la formula: $LF=36.667 \times P^{0.3323}$ (E.U., 1995). L'età dei pesci catturati fu desunta dalla chiave lunghezza età riportata da Arena (1988).

Risultati

Caratteristiche delle barche e degli attrezzi di pesca

I dati ottenuti sulle caratteristiche medie di dimensioni, di potenza motore e di tonnellaggio nonché la tipologia delle attrezzature di pesca delle 12 barche operanti con purse seines tenute sotto osservazione nel 1995 sono riportate in De Metrio *et al.* (1996).

Periodo ed aree di pesca

Nel 1995 l'attività di pesca della flottiglia sotto osservazione, che fu per l'intera stagione di pesca completamente condizionata dalle indicazioni provenienti dalle osservazioni aeree, ebbe inizio l'8 marzo e si concluse il 21 agosto svolgendosi nell'area compresa tra 35°-43°N e 11°-17°E (Fig.1).

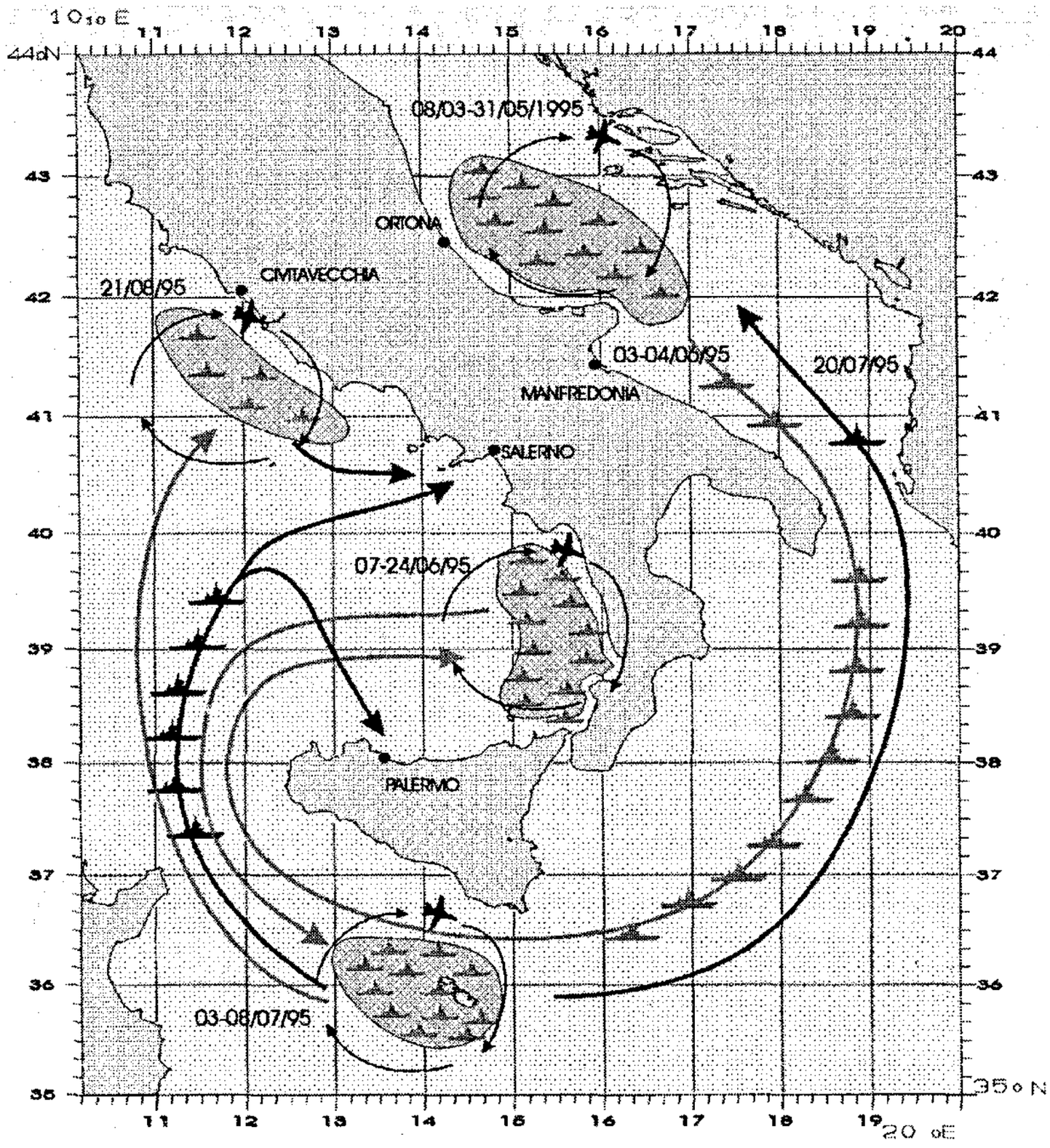


Fig. 1 - Attività di pesca delle purse seines italiane nel 1995.
Italian purse seine fishing activity in the 1995.

Su indicazioni del ricognitore aereo, l'intera flottiglia, all'inizio della stagione, si diresse nel porto di Ortona dove fece base fino alla fine di maggio agendo esclusivamente in Adriatico. Alla fine di maggio la flottiglia, con l'eccezione di due barche che si attardarono in Adriatico ancora per alcuni giorni prima di ricongiungersi alle altre, sempre seguendo le indicazione dell'aereo, si diresse verso il Tirreno meridionale dove operò fino alla fine di giugno. In luglio la flotta raggiunse il Canale di Sicilia e pescò nelle aree circostanti Malta fino alla fine del mese.

Alla fine di luglio 7 barche cessarono l'attività mentre le restanti 5 si diressero nel Tirreno settentrionale dove continuarono la pesca fino al 21 agosto (Fig.1).

Strategia di pesca

Le barche sotto osservazione, lasciavano il porto quasi tutte contemporaneamente e si dirigevano al largo dove, in attesa di indicazioni da parte dell'aereo, si disperdevano esplorando l'area alla ricerca diretta dei branchi che avveniva sia mediante esplorazione visiva della superficie del mare che osservando il comportamento degli uccelli marini che, come è noto, segnalano inconsapevolmente la presenza dei pesci.

L'aereo, d'altra parte, una volta individuato il branco, ne segnalava la posizione alle barche più vicine che convergevano su di esso e, assicuratosi che le barche lo avessero individuato continùava l'eplorazione di altre aree.

Catture, sforzo e CPUE

Le 12 barche, nel 1995, catturarono complessivamente 48.003 tonni, corrispondenti ad una biomassa di 2.331 tonnellate, impiegando uno sforzo totale di pesca corrispondente a 931 giorni di attività a mare.

I valori di CPUE (per giornata a mare) furono 2.5t in biomassa e 51.6 in numero. Il peso medio fu di 48.6 kg. I dati statistici di pesca, per mese e per area, sono riportati nella Tab. 1.

Adriatico centrale						
Mese	Effort (E)	N. ind.	Pescato (kg)	Peso medio	CPUE (N)	CPUE (kg)
Marzo	72	2571	32918	12.8	35.71	457.19
Aprile	348	11442	629169	55.0	32.88	1807.96
Maggio	240	20115	401186	19.9	83.81 -	1671.61
Giugno	8	542	6409	11.8	67.75	801.13
Luglio	1	40	2000	50.0	40.00	2000
Totale	669	34710	1071682	30.9	51.88	1601.92
Tirreno meridionale						
Mese	Effort (E)	N. ind.	Pescato (kg)	Peso medio	CPUE (N)	CPUE (kg)
Giugno	192	8753	845100	96.5	45.59	4401.56
Canale di Sicilia						
Mese	Effort (E)	N. ind.	Pescato (kg)	Peso medio	CPUE (N)	CPUE (kg)
Luglio	60	2318	401700	173.3	38.63	6695.00
Tirreno settentrionale						
Mese	Effort (E)	N. ind.	Pescato (kg)	Peso medio	CPUE (N)	CPUE (kg)
Agosto	10	2222	12500	5.6	222.20	1250.00

Tab. 1 - Dati statistici di pesca di *Thunnus thynnus* catturati, dalle purse seines italiane, in ciascuna area, nel 1995.

Fishing statistical data of *Thunnus thynnus* caught in each area by italian purse seines during 1995.

Distribuzione di frequenza delle età e delle lunghezze

La distribuzione delle classi di età e lunghezza di tutti gli animali catturati nel 1995 dalla flotta tonniera di 12 barche tenuta in osservazione è riportata in Tab.2.

In Adriatico gli animali catturati nel periodo marzo-luglio furono 34710 ed essi avevano lunghezza alla forca compresa tra 65 e 254 cm ossia, facendo riferimento alla Tab.2, nel pescato erano presenti, sebbene con diversa percentuale, animali appartenenti a tutte le classi di età comprese tra 2 e 14 anni che

Tab. 2 - Età media, per classe di lunghezza, di *Thunnus thynnus* catturati dalle purse seines italiane nel 1995.

Average age, by size class, of *Thunnus thynnus* caught by italian purse seines during 1995.

Età media	LF (cm)	Adriatico centrale		Tirreno meridionale		Canale di Sicilia		Tirreno settentrionale		Totale	
		N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
2	60-85	13668	39.38	-	-	-	-	2222	100	15890	33.10
3	86-100	6110	17.60	170	1.94	-	-	-	-	6280	13.08
4	101-115	164	0.47	2135	24.39	28	1.21	-	-	2327	4.85
5	116-135	4979	14.35	1451	16.58	-	-	-	-	6430	13.39
6	136-150	2695	7.76	772	8.82	-	-	-	-	3467	7.22
7	151-165	2955	8.51	531	6.07	386	16.65	-	-	3872	8.07
8	166-180	2282	6.58	842	9.62	30	1.29	-	-	3154	6.57
9	181-195	1560	4.49	507	5.79	415	17.90	-	-	2482	5.17
10	196-210	234	0.68	581	6.64	347	14.98	-	-	1162	2.42
11	211-225	50	0.14	1150	13.14	523	22.56	-	-	1723	3.59
12	226-235	8	0.02	542	6.19	413	17.82	-	-	963	2.01
13	236-245	3	0.01	52	0.59	176	7.59	-	-	231	0.48
14	246-255	2	0.01	20	0.23	-	-	-	-	22	0.05

comprendevano le tre categorie di pesci: giovani, preadulti ed adulti. Dall'analisi spazio-temporale, ottenuta dalla scomposizione per mese della distribuzione delle frequenze delle taglie degli animali pescati in Adriatico nel periodo marzo-luglio (Fig.2) si evidenzia una successione temporale nella presenza in loco di giovani ed adulti. Infatti in marzo il pescato era costituito quasi esclusivamente da giovani individui delle prime 2 classi di età con una piccola rappresentanza di preadulti ed adulti. In aprile si assiste ad una maggior presenza di preadulti accompagnata da grandi quantità di adulti per la maggior parte grandi riproduttori. A maggio la situazione resta pressoché invariata mentre cambia radicalmente nel mese di giugno quando scompaiono completamente gli adulti e nel pescato sono rinvenibili solo giovani e preadulti. Nel mese di luglio, nell'unica pescata effettuata occasionalmente, si rinvengono solo adulti. Nelle altre aree di pesca la composizione del pescato è riferita solo a periodi molto limitati. Nel Tirreno meridionale, la LF degli 8753 esemplari catturati nel mese di giugno variava da 95 a 250 cm e la loro età era compresa tra 3 e 14 anni; mancavano quindi i giovani ed erano presenti solo preadulti ed adulti (Fig. 2). Nel Canale di Sicilia, in prossimità di Malta, nel mese di luglio, furono catturati complessivamente 2318 esemplari. Essi erano tutti adulti: il 98.8% aveva LF compresa tra 155 e 248 e quindi età compresa tra 7 e 14 anni e l'1.2% LF tra 105 e 115 cm e quindi di

4 anni di età (Fig.2). Nel Tirreno settentrionale, nel mese di agosto, furono pescati 2222 esemplari con LF compresa tra 60 ed 75 cm quindi aventi un'età media di 2 anni e pertanto tutti immaturi (Fig.2).

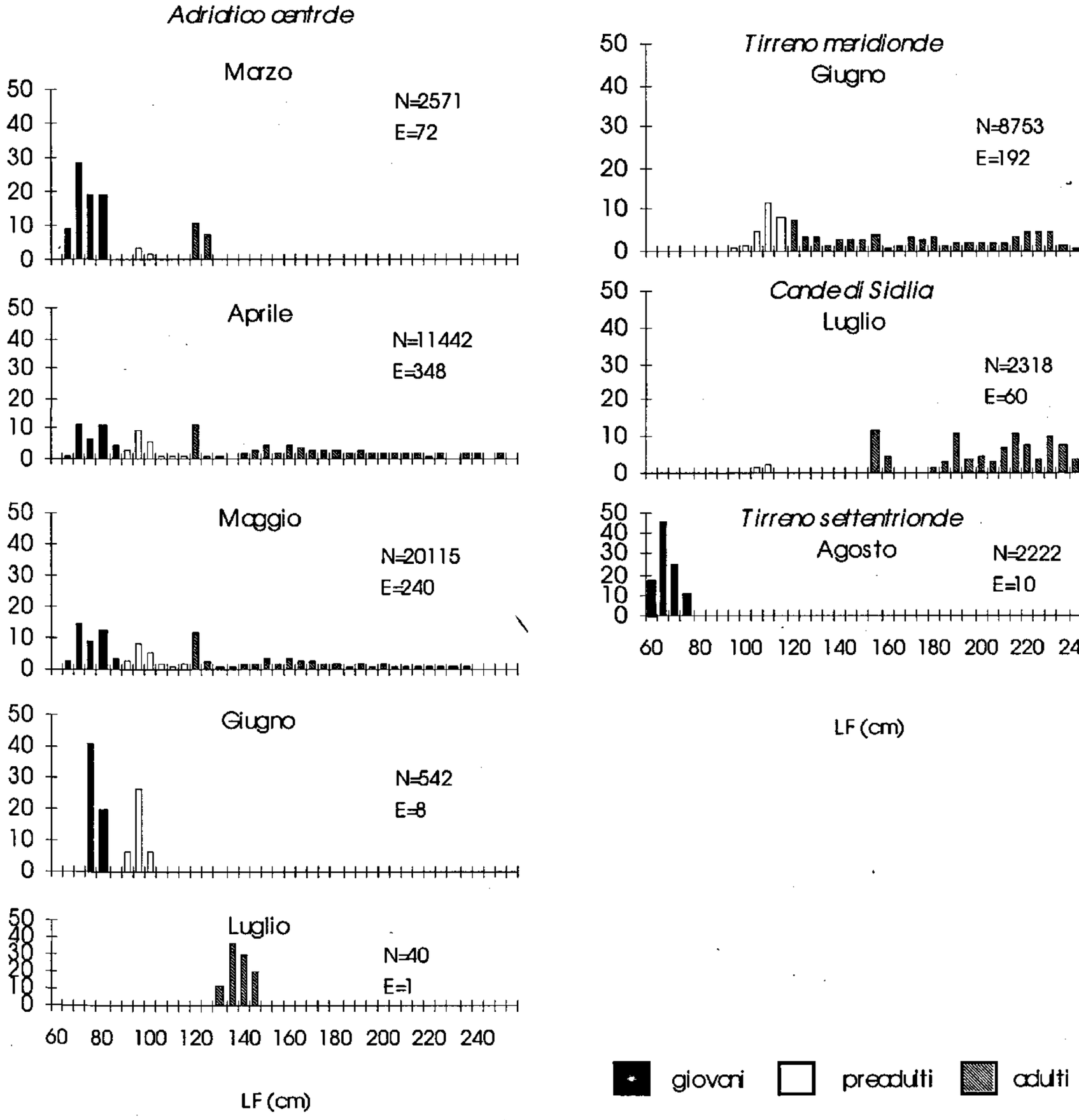


Fig. 2 - Distribuzione di taglia di esemplari di tonno rosso catturati dalle purse seines italiane durante la stagione di pesca 1995.
Size frequency distribution of bluefin tuna samples captured by the italian purse seines in the fishing season 1995.

Conclusioni

Le indagini condotte con osservatori a bordo sulle purse seines italiane durante il 1995 hanno consentito di fare alcune considerazioni sulla presenza di giovani ed adulti di tonno rosso che però possono riguardare solo l'Adriatico dove, nell'anno d'indagine, la flottiglia ha operato per più lunghi periodi.

In primo luogo è stato osservato che anche in Adriatico vi è una costante presenza di giovani e preadulti già descritta da diversi Autori (Sarà, 1983; Cort

e Rey, 1984; EU, 1995) in altre aree del Mediterraneo. La presenza invece di grossi animali, grandi riproduttori, è stata osservata in Adriatico solo nei mesi di aprile e maggio. Ciò evidentemente in relazione all'inizio delle migrazioni genetiche che cominciano con gli assembramenti e si concludono con la riproduzione. La presenza di tonni genetici in Adriatico già all'inizio di aprile senza che i ricognitori aerei li avessero già segnalati nel Tirreno e nel Canale di Sicilia fa ritenere che essi non provengano dal Mediterraneo occidentale e quindi dall'Atlantico, da dove fino a poco tempo fa si dava per scontato che provenisse la maggior parte dei grandi riproduttori, bensì dalle regioni orientali del Mediterraneo. D'altra parte Alegría (1990) aveva già ipotizzato che il tonno dell'Adriatico proviene dal Mediterraneo orientale e, muovendosi con direzione sud-nord, entra in Adriatico lungo la costa orientale dirigendosi verso l'Adriatico settentrionale discendendo poi con direzione opposta lungo la costa italiana. Le osservazioni predette confortate anche dalle constatazioni che i tonni adulti sono pescati con le purse seines in alcuni distretti dell'Egeo e del Mar di Levante durante i mesi autunnali ed invernali (E.U., 1996; Karakulak e Oray, 1995) confermano la presenza costante di tonni adulti nel Mediterraneo orientale ed avvalorano ancora di più l'antica, ma sempre attuale ipotesi, della possibile esistenza di un substock locale di tonno rosso in questi distretti del Mediterraneo (Pavesi, 1889; Anonimo, 1996) di cui ancora ben poco è noto ma che sarebbe opportuno studiare meglio. Le osservazioni condotte a bordo infine hanno consentito di collezionare i dati sulle CPUE ottenute dalle purse seines italiane, nel 1995, e quindi di avere informazioni recenti sugli attuali indici di abbondanza del tonno rosso da poter confrontare con quelli riportati da Arena (1988; 1989).

Ringraziamenti

Gli autori esprimono la loro gratitudine al Sig. Salvatore Pappalardo ed a tutti gli equipaggi della flotta tonniera di Salerno per la fattiva collaborazione e l'ospitalità a bordo. Un particolare ringraziamento va all'avv. Consalvo il cui aiuto è risultato determinante.

Gli autori infine sono grati al Sig. V. Pesola e alla Sig.ra A. Marinelli per la collaborazione tecnica nella realizzazione del presente lavoro.

Bibliografia

ALEGRÍA HERNÁNDEZ V. (1990) - The tuna fishery in the Eastern Adriatic. *FAO Fish. Rep.*, **449**: 91-104.

ANONIMO (1996) - ICCAT/REPORT, 1994-95 (II) English version: **111**, Madrid, Spain.

ARENA P. (1988) - Risultati delle rilevazioni sulle affluenze del tonno nel Tirreno e sull'andamento della pesca da parte delle tonnari volanti nel triennio 1984-1986. *Atti Sem. Pesca e Acquacoltura, CNR,* **1**: 273-298.

ARENA P. (1989) - Rilevazioni e studi sulle caratteristiche e lo stato delle risorse di tonno e sugli andamenti della pesca. *Relaz. MMM* (1987-1989).

CORT J.L., REY J.C. (1984) - Distribucion geografica de atun rojo (*Thunnus thynnus* L.) juvenil del Atlantico este, Mediterraneo occidental y Adriatico *ICCAT, Colec. Doc. Cient.* **20** (2): 298-318.

DE METRIO G., SION L., CACUCCI M., YANNOPOULOS C., MEGALOFONOU P. (1996) - Observations on purse seines Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus* L.) fishery in italian and greek seas by means of observers on board. *GFCM,* Cipro (in press).

E.U. (1995) - Characterization of Large Pelagic Stocks (*Thunnus thynnus* L., *Thunnus alalunga* Bonn, *Sarda sarda* Bloch, *Xiphias gladius* L.) in the Mediterranean. *Final Report Project MED/91/012.*

E.U. (1996) - Investigations on abundance indices of purse seine bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L. 1758) in the Mediterranean sea by observers on board. *Final Report Project MED/94/050.*

KARAKULAK F.S., ORAY I.K. (1995) - A preliminary report on the investigations of bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L. 1758) caught in the turkish waters. *ICCAT Coll. Pap. Scient.,* **44** (1): 140-141.

MIYAKE P.M., KEBE P. (1993) - Bluefin tuna sustitution and raising made for 1992. *ICCAT Coll. Pap. Scient.,* **40** (1): 239-241.

PAVESI R. (1889) - L'industria del tonno (*Orcynus thynnus*). Relazione alla Commissione Reale per le tonnare. *Atti Min. Ind. e Comm.*.

SARÀ R. (1983) - *Tonni e Tonnare.* Ed. Arti Grafiche F.lli Farina per Libera Università di Trapani, Palermo.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 324-326

L. AGUZZI, M.G. MAZZOCCHI*

Dipartimento di Biologia, Università "Tor Vergata", - Via della Ricerca Scientifica 00133 Roma, Italia.
*Lab. di Oceanografia Biologica, Stazione Zoologica "A. Dohrn", Napoli, Italia.

DISTRIBUZIONE SPAZIALE DELLA COMUNITÀ MESOZOOPLANCTONICA PRIMAVERILE NEL MAR IONIO

MESOZOOPLANKTON DISTRIBUTION IN THE IONIAN SEA (SPRING 1992)

Abstract

In the frame of the international programme POEM-BC, the spatial distribution of mesozooplankton was analyzed from samples collected in Spring 1992 in the offshore Ionian Sea. Copepods dominated the zooplankton assemblages throughout the sampled water column (0-300 m) and Clausocalanus paululus *was the most abundant species in all depth layers.*

Key-words: zooplankton, spatial distribution, Mediterranean, Ionian Sea.

Introduzione

Lo studio più esteso e dettagliato delle comunità zooplanctoniche oceaniche nel Mar Ionio risale alle crociere oceanografiche russe degli anni 1959-'61 (Greze, 1963, 1982). Dati più recenti sullo zooplancton di questo bacino sono piuttosto frammentari (Vaissiere e Seguin, 1980; Scotto di Carlo *et al.,* 1991) e confinati alla fascia costiera (Guglielmo, 1974; Moraitou-Apostolopoulou e Vournazou, 1978).

Vengono qui presentati i risultati relativi all'esame di campioni di mesozooplancton raccolti nell'ambito del programma internazionale POEM-BC (Physical Oceanography of the Eastern Mediterranean-Biology and Chemistry), allo scopo di estendere ed aggiornare le conoscenze sulla composizione e distribuzione spaziale della comunità zooplanctonica del Mar Ionio anche in rapporto alle caratteristiche delle principali masse d'acqua.

Materiali e metodi

I campioni sono stati raccolti in Aprile-Maggio 1992, nelle acque aperte del Mar Ionio, a sei stazioni, a quattro fasce di profondità (300-200 m, 200-100 m, 100-50 m e 50-0 m). E' stato utilizzato un retino a chiusura WP-3 con bocca di ∅ 113 cm e maglia da 200 μm. I dati sono stati trattati anche con tecniche di analisi multivariata (AFC) (Benzecri *et al.,* 1973).

Risultati

Nell'area in esame, il valore medio di abbondanza zooplanctonica integrato sulla profondità (0-300 m) è di 212 ± 64 ind. m^{-3}. La stazione più settentrionale è la più ricca (310 ind. m^{-3}). Le abbondanze zooplanctoniche presentano a tutte le stazioni un forte gradiente di distribuzione verticale. Lo strato più superficiale (0-50 m) contribuisce mediamente per il 40,02% a tutta la comunità, mentre lo strato 200-300 m contribuisce solo per il 9,36%.

I Copepodi rappresentano la frazione principale dello zooplancton lungo tutta la colonna d'acqua (87,8% ± 2,4% a 0-50 m; 89,6% ± 2,5% a 50-100 m; 83,7% ± 4,8% a 100-200 m; 83,2% ± 2,8% a 200-300 m). Fra gli altri taxa, il gruppo più importante dal punto di vista numerico è quello degli Ostracodi, il cui contributo percentuale alle abbondanze totali zooplanctoniche aumenta con la profondità (3,3% ± 1,9% a 0-50 m; 9,9% ± 2,8% a 200-300 m). Dei Copepodi sono state identificate 110 specie; la ricchezza specifica è più alta negli strati intermedi (n=79 a 0-50 m; n=87 a 50-100 m; n=87 a 100-200 m; n=66 a 200-300 m). Lungo tutta la colonna d'acqua il popolamento a Copepodi è dominato dalle forme giovanili (copepoditi) (68% ± 4,2% a 0-50 m; 54% ± 6,3% a 50-100 m; 62% ± 4,7% a 100-200 m; 60% ± 4,3% a 200-300 m).

Il calanoide *Clausocalanus paululus* è la specie più abbondante lungo tutta la colonna d'acqua, rappresentando dal 13,8% ± 6,7% (0-50 m) al 21,1% ± 12,7% (200-300 m) di tutti i Copepodi adulti. Nello strato più superficiale è ugualmente importante la specie poecilostomatoide *Farranula rostrata* (13,4% ± 5,07%).

L'Analisi Fattoriale delle Corrispondenze ha evidenziato una particolarità dello strato 0-50 m alla stazione più settentrionale, dovuta alla presenza dei Copepodi *Acartia clausi* e *Centropages typicus*, essendo in tutte le altre stazioni la prima specie assente e la seconda presente con abbondanze irrilevanti.

Conclusioni

L'influenza delle acque adriatiche alla stazione più settentrionale è indicata dalla presenza di uno strato di acqua superficiale a salinità leggermente più bassa rispetto al resto dell'area in esame; è inoltre confermata dalla presenza di specie di Copepodi tipiche della "comunità costiera" del medio e basso Adriatico (*sensu* Hure *et al.*, 1980), segnalate anche come specie caratteristiche della comunità zooplanctonica primaverile nelle acque aperte del Canale di Otranto (Hajderi *et al.*, 1994).

La stazione più prossima alla Sicilia, oltre a distinguersi per il più basso valore di abbondanza integrato su tutta la colonna, presenta, nello strato più superficiale, quantità inferiori rispetto al livello 50-100 m. Questi dati si presentano come anomalie in un'area caratterizzata da fenomeni locali di upwelling (Ribera d'Alcalà, com. pers.). Si tratta probabilmente di una situazione particolare, localizzata nello spazio e nel tempo, che forse potrà essere identificata solo con un'approfondita analisi di tutti i dati oceanografici raccolti nell'area durante la crociera.

Bibliografia

BENZECRI G.P. E COLL. (1973) - *L'analyse des Données. 2: L'analyse des correspondances.* Dunod (Paris): 1-632.

GREZE V.N. (1963) - Zooplankton in the Ionian Sea. *Okeanol. Rhezult.*, **9**: 42-59.

GREZE V.N. (1982) - Zooplankton in the Eastern Mediterranean and its quantitative distribution. *Ekologja Morja*, **8**: 37-45.

GUGLIELMO L. (1974) - Dati sulla biomassa dello zooplancton prelevato in acque costiere del Mar Ionio. *Bol. Pesca, Piscic., Idrobiol.*, **29**: 71-79.

HAJDERI E., CASAVOLA N., MARANO G. (1994) - Indagini preliminari sui copepodi nel Canale d'Otranto. *Biol. Mar. Medit.*, **1**: 113-118.

HURE J., IANORA A., SCOTTO DI CARLO B. (1980) - Spatial and temporal distribution of copepod communities in the Adriatic Sea. *J. Plankton Res.*, **2**: 295-316.

MORAITOU-APOSTOLOPOULOU M., VOURNAZOU M. (1978) - Planktonic copepods in the

Ionian Sea off the coast of Greece and in the Korinthiakos Gulf in September 1972. *Thalassia Jugoslavica*, **13**: 303-311.

SCOTTO DI CARLO B., IANORA A., MAZZOCCHI M.G., SCARDI M. (1991) - Atlantis II cruise: uniformity of deep copepod assemblages in the Mediterranean Sea. *J. Plankton Res.*, **13:** 263-277.

VAISSIERE R., SEGUIN G. (1980) - Etude preliminaire de peuplements de Copepodes (juillet 1977) en relation avec l'hydrologie des mers Tyrrhenienne et Ionienne. *Oceanol. Acta*, **3**: 17-29.

Biol. Mar. Medit. (1998), 4 (1): 327-330

A. Belluscio, P. Gentiloni, M.F. Gravina, G.D. Ardizzone

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università "La Sapienza"
Viale dell'Università, 32 - 00185 Roma, Italia.

STRATEGIE DI COLONIZZAZIONE DI STRUTTURE ARTIFICIALI IN ACQUE OLIGOTROFICHE DEL MEDIO TIRRENO: FAUNA ITTICA

FISH COMMUNITIES OF TYRRHENIAN ARTIFICIAL SUBSTRATA IN OLIGOTROPHIC WATERS

Abstract

Fish populations of three artificial reefs were studied for five years in the oligotrophic waters of the Island of Ponza (Tyrrhenian sea). Seasonal visual censuses were carried out from 1992 to 1996. The fish colonization of the artificial habitats is described.

Key-words: fish populations, artificial reef, oligotrophic, Tyrrhenian Sea.

Introduzione

Nell'estate del 1991 sono state messe in opera alcune strutture artificiali sperimentali sui fondali dell'isola di Ponza (Medio Tirreno) al fine di favorire la piccola pesca in un'area destinata a diventare Riserva Marina. Scopo della ricerca era quello di valutare, in acque oligotrofiche, il ruolo di substrati artificiali destinati a creare nuovi "terreni" di pesca verso i quali spostare l'attività degli addetti che lavorano in aree marine naturalisticamente interessanti e fragili. Importante risulta prevedere il tipo di comunità che su tali strutture può insediarsi in quanto ad esse è strettamente legato il "successo" di una struttura a fini di ripopolamento ittico. Altrettanto importante è cercare di comprendere i meccanismi ecologici che legano un popolamento ittico ad una determinata struttura artificiale.

In questo lavoro vengono analizzate le modalità di colonizzazione della fauna ittica di tre strutture artificiali poste sui fondali dell'isola di Ponza, a cinque anni dal loro posizionamento.

Materiali e metodi

Elementi modulari in calcestruzzo sono stati assemblati a formare strutture delle dimensioni ognuna di 3x2 m di lato, un metro di altezza e un volume pari a circa 5 metri cubi.

I siti prescelti per la posa in opera delle strutture sono: Chiaia di Luna, a 27 m di profondità, su un fondale sabbioso con presenza di *Cymodocea nodosa*; nei pressi della Secca dei Mattoni, a 30 m di profondità, su matte in mezzo ad una prateria di Posidonia; Cala Inferno, a 39 m di profondità, oltre il limite inferiore di una prateria di Posidonia.

Censimenti stagionali sono stati effettuati da gennaio 1992 a settembre 1996 sulle strutture immerse in ciascuno dei tre siti, utilizzando tecniche miste di visual census. In particolare è stata utilizzata una tecnica tipo "point count" (due su-

bacquei fermi in un punto per cinque minuti annotano tutte le specie presenti sulla struttura e nella colonna d'acqua sovrastante) e una di indagine lungo transetti (i due subacquei compiono due volte il periplo della struttura, annotando tutte le specie visibili, in particolare quelle criptiche o meno mobili).

Risultati e conclusioni

Le 30 specie censite sono state riunite in cinque categorie schematiche (tab. 1) a seconda dei diversi rapporti che le specie contraggono con le strutture artificiali, così come proposto da Harmelin e Bellan Santini (1997):

Tab. 1 - Classi di frequenza della presenza delle specie censite sulle strutture artificiali e categorie di appartenenza. Classe 1 = > 75%; 2 = 50-75%; 3 = 25-50%; 4 = < 25%.
Class frequency of the species on the artificial reefs and relative categories.

Specie	Luna 27m	Mattoni 30m	Inferno 39m
Categoria 1			
Apogon imberbis (Linnaeus, 1758)	1	1	1
Categoria 2			
Serranus cabrilla (Linnaeus, 1758)	1	1	1
Chromis chromis (Linnaeus, 1758)	1	1	1
Anthias anthias (Linnaeus, 1758)			1
Parablennius rouxi (Cocco, 1833)	3	3	1
Gobius auratus Risso, 1810	4	4	3
Scorpaena notata Rafinesque, 1810	4	3	4
Trypterigion tripteronotus (Risso, 1810)	4	3	
Trypterigion delaisi Cadenat e Blanche, 1971	4	4	
Gobius cruentatus Gmelin, 1789	4		3
Gobius geniporus Valenciennes, 1837		4	
Parablennius gattorugine (Brunnich, 1786)			4
Categoria 3			
Muraena helena Linnaeus, 1758	2	2	2
Conger conger (Linnaeus, 1758)	3		3
Serranus scriba (Linnaeus, 1758)	4	4	
Diplodus sargus (Linnaeus, 1758)			4
Categoria 4			
Coris julis (Linnaeus, 1758)	2	1	1
Mullus barbatus Linnaeus, 1758	2	4	
Mullus surmuletus Linnaeus, 1758	3		4
Symphodus melanoceros (Risso, 1810)		3	2
Symphodus mediterraneus (Linnaeus, 1758)		4	3
Symphodus ocellatus Forsskal, 1775		4	4
Labrus viridis Linnaeus, 1758		4	4
Thalassoma pavo (Linnaeus, 1758)		4	
Symphodus tinca (Linnaeus, 1758)		4	
Symphodus rostratus (Bloch, 1797)			4
Categoria 5			
Spicara flexuosa Rafinesque, 1810	4	4	4
Atherina sp. Risso, 1819	4		
Boops boop (Linnaeus, 1758)		4	
Spondyliosoma cantharus (Linnaeus, 1758)		4	

Categoria 1: Specie che svolgono l'intero ciclo vitale sulle strutture
Categoria 2: Specie i cui adulti vivono sulle strutture, ma disperdono larve e giovani all'esterno
Categoria 3: Specie che trovano rifugio sulle strutture soprattutto da adulti
Categoria 4: Specie che si alimentano e/o si rifugiano nelle strutture solo per periodi limitati
Categoria 5: Specie attratte dalle strutture per semplice effetto tigmotropico

Category 1: Species achieving the whole life cycle on the reefs
Category 2: Adult individuals living on the reefs, eggs and larvae exported
Category 3: Adult individuals living on the reefs, eggs and larvae imported
Category 4: Species exploiting only temporarly the reefs
Category 5: Species attracted (thigmotaxy, etc.) by the reefs

1) Specie che svolgono l'intero ciclo vitale sulle strutture artificiali (*A. imberbis*).
2) Specie i cui da adulti vivono sulle strutture, ma disperdono larve e/o giovani all'esterno (*S. cabrilla*, *C. chromis*, *A. anthias*, *S. notata*, *Gobius* spp., *Trypterigion* spp., *Parablennius* spp.).
3) Specie che trovano rifugio presso le strutture da adulti (*C. conger*, *D. sargus*, *S. scriba*) ma anche da giovani (*M. helena).*
4) Specie che si alimentano e/o si rifugiano nelle strutture solo per periodi limitati (*C. julis*, *L. viridis*, *T. pavo*, *Mullus* spp., *Symphodus* spp.).
5) Specie attratte dalle strutture per semplice effetto tigmotropico (*S. cantharus*, *B. boops*, *S. flexuosa*, *Atherina* sp.).

Sulle strutture di Chiaia di Luna, unici substrati duri su una vasta area sabbiosa, le specie ittiche attratte sono tipiche dei fondi rocciosi infralitorali. Il popolamento presenta, tra i tre siti, il minor numero di specie "residenti" ed è prevalentemente legato al reclutamento dall'esterno.

Le strutture della Secca dei Mattoni manifestano un'attrazione sia sulle specie ittiche di fondo duro sia su quelle della vicina prateria di Posidonia e presentano la ricchezza specifica più elevata. Predominano le specie che utilizzano le strutture per brevi periodi, in particolare i Labridi.

Le strutture di Cala Inferno, caratterizzate da un popolamento tipicamente sciafilo, presentano il maggior numero di specie "residenti".

La Figura 1 illustra le principali modalità di colonizzazione delle strutture artificiali da parte della fauna ittica.

Particolarmente interessante il comportamento di *M. helena* che utilizza diversi anfratti dei substrati artificiali a seconda della taglia, spostando quindi la propria tana all'interno di una stessa struttura.

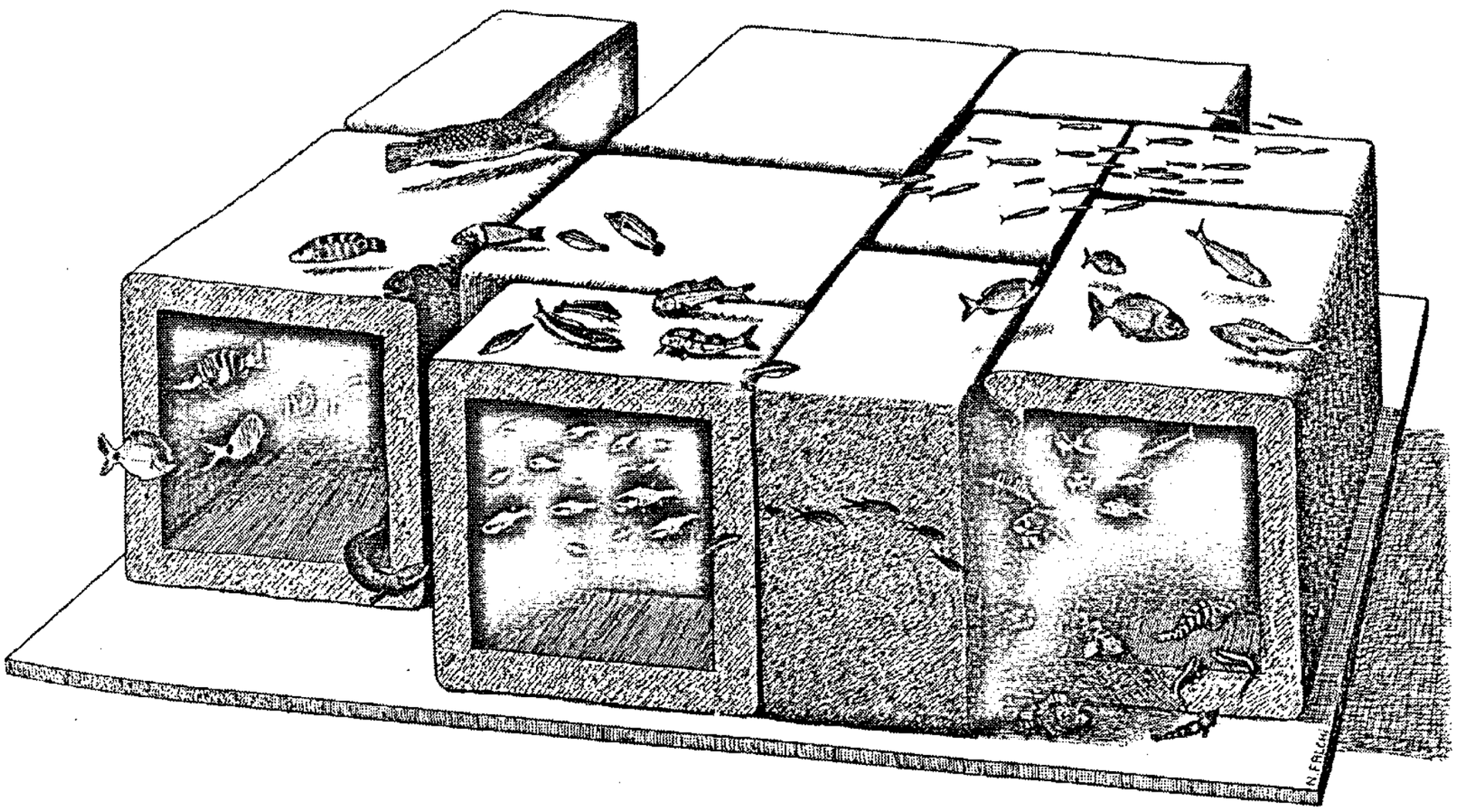


Fig. 1 - Modalità di colonizzazione delle strutture artificiali dell'isola di Ponza da parte della fauna ittica.
Fish colonization of the artificial reefs of the Ponza island.

Delle 30 specie censite a Ponza circa la metà risulta legata ai substrati artificiali per la maggior parte del ciclo biologico, l'altra metà li frequenta per periodi limitati o soltanto occasionalmente.

Questo risultato testimonia l'efficacia delle strutture artificiali nell'attrarre specie ittiche nelle acque oligotrofiche di Ponza, anche se, probabilmente, il periodo di immersione trascorso non è ancora sufficiente per la formazione di popolamenti stabili e maturi. Ulteriori indagini, tuttora in corso, risultano necessarie per valutare quando e in che misura le strutture artificiali studiate possano sostituire gli attuali banchi di pesca con risultati economicamente interessanti.

Bibliografia

HARMELIN J.-G., BELLAN-SANTINI D. (1997) - Assessment of biomass and production of artificial reef communities. In: Jensen, A.C. (ed.) *Eupopean Artificial Reefs Research.* Proocedings of the 1st EARRN Conference, Ancona, Italy, March 1996. Pub. Southampton Oceanograpy Centre: 305-322.

Biol. Mar. Medit. (1998), 4 (1): 331-335

C. CHIMENZ, L. NICOLETTI*, F. GRAVINA, G. ARDIZZONE

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università "La Sapienza",
V.le Università, 32 - 00161 Roma, Italia.
*Eureko s.c.r.l. - Roma, Italia.

MODALITÀ DI COLONIZZAZIONE DELLA FAUNA SESSILE SU STRUTTURE ARTIFICIALI IN ACQUE OLIGOTROFICHE (ISOLA DI PONZA): BRYOZOA

SESSIL FAUNA COLONIZATION ON ARTIFICIAL SUBSTRATA IN OLIGOTROPHIC WATERS (PONZA ISLAND): BRYOZOA

Abstract

The Bryozoa colonization on artificial substrata located in oligotrophic waters in Middle Tyrrhenian Sea (Ponza island) at 27-39 meters depth was analyzed for five years. The assemblages development appeared influenced by abiotic (hydrodynamism, depth) and biotic (zoarial strategy, sea-urchins grazing) factors.

Key-words: Bryozoa, artificial substrata, Tyrrhenian Sea.

Introduzione

Lo studio della componente a Briozoi, nell'ambito delle comunità bentoniche, può fornire indicazioni circa le caratteristiche biotiche e abiotiche dell'ambiente (Nicoletti e Chimenz, 1996). Infatti la distribuzione spazio-temporale dei diversi tipi di zoario riflette le differenti condizioni ambientali; la forma della colonia stessa, inoltre, condiziona l'organizzazione della comunità bentonica relativamente allo sfruttamento di risorse, quali spazio e cibo. La forma della colonia dei Briozoi è anche collegata alle caratteristiche del ciclo vitale (durata della vita, riproduzione precoce o tardiva, strategia larvale, senescenza e rigenerazione) e quindi ne riflette le strategie di colonizzazione.

Lo studio dell'insediamento su substrati artificiali dei Briozoi viene tradizionalmente effettuato con l'immersione di pannelli, mentre sono rari i campionamenti eseguiti direttamente su barriere artificiali (relativamente alle coste italiane si ricorda il lavoro di Riggio *et al.*, 1985).

La fauna a Briozoi, insediatasi sulle strutture artificiali poste in prossimità dell'isola di Ponza in acque oligotrofiche, è stata esaminata nell'ambito dello studio sull'evoluzione della comunità bentonica di tali strutture (Gravina *et al.*, 1998). Le modalità di colonizzazione di questo taxon sono state analizzate e confrontate attraverso l'esame delle variazioni strutturali (ricchezza specifica, area di ricoprimento, indice di diversità H') e morfo-funzionali (forma zoariale).

Materiali e metodi

Le barriere artificiali studiate sono costituite da elementi in calcestruzzo assemblati a formare strutture delle dimensioni di 3 x 2 m di lato per 1m di altezza. Tali strutture sono state messe in opera nell'estate 1991 in tre diversi

siti: "Mattoni", alla Secca dei Mattoni, a 30 m, in prossimità di una prateria di *Posidonia*; "Luna", ubicata a Chiaia di Luna, a 27 m di profondità su un fondale sabbioso; "Inferno", a Cala Inferno, a 39 m, oltre il limite inferiore di un'altra prateria. Sono stati eseguiti undici campionamenti, dal febbraio 1992 al settembre 1996, mediante grattaggio di una superficie orizzontale di 20 x 20 cm. Per l'analisi strutturale sono stati calcolati per ciascun campione: numero di specie, area di ricoprimento totale Rt (in mmq), dominanza quantitativa di ciascuna specie rispetto a Rt e indice di diversità H'. Per l'analisi morfo-funzionale, le specie sono state attribuite a 6 morfologie zoariali in base a Boyer *et al.* (1986) e Balduzzi *et al.* (1994): incrostante-sottile, incrostante-spessa, celleporiforme (tutte e tre aderenti al substrato); eretta-flessibile, eretta-rigida; strisciante; per ognuna delle tre strutture sono state infine calcolate le aree di ricoprimento per ciascun tipo zoariale (considerando anche i taxa non identificati a livello di specie, ma la cui forma zoariale è nota).

Risultati

Le specie di gran lunga dominanti sono *Calpensia nobilis,* a zoario incrostante-spesso, e *Savignyella lafontii,* a zoario eretto-flessibile (Tab.1). La prima è una specie euritopica presente su molte varietà di vegetali e di substrati duri; la colonia presenta margini distali che possono accrescersi alzandosi sul substrato, evitando

Tab. 1 - Dominanza quantitativa (% del Ricoprimento totale) delle specie di Briozoi trovate sulle strutture artificiali di Ponza: 1=<1%, 2=1-10%, 3=10-25%, 4=25-50%, 5=>50% (EF: eretta flessibile; S: strisciante; IM: incrostante sottile; IP: incrostante spesso; C: celleporiforme; ER: eretta rigida).

Quantitative dominance (% of total coverage) of Bryozoan species collected on the artificial reefs of Ponza island: 1=<1%, 2=1-10%, 3=10-25%, 4=25-50%, 5=>50% (EF: erect flexible; S: creeping; IM: thin membraniporiform; IP: thick membraniporiform; C: celleporiform; ER: erect rigid).

		LUNA	MATTONI	INFERNO			LUNA	MATTONI	INFERNO
S	*Nolella gigantea*	1	1	1	EF	*Bugula stolonifera*	2	1	1
S	*Valkeria tuberosa*			1	IM	*Reptadeonella violacea*	1	2	
S	*Valkeria uva*	1	1		IP	*Watersipora cucullata*		1	
EF	*Amathia lendigera*		1		ER	*Pentapora fascialis*	1	1	
EF	*Mimosella gracilis*	2	2	2	IP	*Parasmittina tropica*	1	2	1
S	*Mimosella verticillata*	1	2	2	IM	*Metroperiella lepralioides*		1	
S	*Aetea truncata*	1	1	2	IP	*Schizobrachiella sanguinea*	1		2
S	*Scruparia ambigua*	1	1		IP	*Schizomavella auriculata*	2	2	2
IP	*Calpensia nobilis*	4	3	2	IP	*Schizoporella errata*	1		
IM	*Rosseliana rosselii*	1			IM	*Hippopodinella lata*	2		
EF	*Caberea boryi*	1			EF	*Savignyella lafontii*	4	4	5
EF	*Scrupocellaria delilii*	2	4		C	*Rhynchozoon* sp.	1	2	2
EF	*Scrupocellaria reptans*	1	1		ER	*Sertella septentrionalis*	2		
IM	*Beania* sp.		1		ER	*Margaretta cereoides*		1	
EF	*Bugula aperta*		1		C	*Celleporina globulosa*	1	2	1
EF	*Bugula fulva*	1			C	*Celleporina lucida*	1	1	1
EF	*Bugula spicata*	2							

così la ricopertura da parte di competitori e risulta così favorita in ambienti "disturbati" (McKinney e Jackson, 1989; Poluzzi e Coppa, 1991). La seconda, che si può trovare in epibiosi sia primaria che secondaria ed è spesso abbondante sui substrati artificiali (Balduzzi *et al.*, 1994), è stata da noi rinvenuta fertile tutto l'anno e si può considerare una specie opportunista.

A "Mattoni" (Tab.2) la ricchezza specifica (24 specie) e il ricoprimento sono abbastanza elevati, con dominanza di *S. lafontii*, *Scrupocellaria delilii*, *Mimosella gracilis* (tutte a zoario eretto-flessibile) e *C. nobilis;* il popolamento è abbastanza ricco e diversificato fin dai primi campionamenti; l'indice H' mostra valori più elevati rispetto alle altre strutture. A "Luna" (Tab. 2) si rilevano i maggiori valori di ricchezza specifica (26) e di ricoprimento, con netta dominanza di *S. lafontii* e *C. nobilis* (a zoario rispettivamente eretto-flessibile e incrostante-spes-

Tab. 2 - Valori del Ricoprimento (mmq) per forme zoariali (EF: eretta flessibile; S: strisciante; IM: incrostante sottile; IP: incrostante spesso; C: celleporiforme; ER: eretta rigida), del numero di specie identificate e dell'indice di Diversità per la fauna a Briozoi delle tre strutture artificiali di Ponza.

Values of coverage (mmq) for zoarial forms (EF: erect flexible; S: creeping; IM: thin membraniporiform; IP: thick membraniporiform; C: celleporiform; ER: erect rigid), of species number and of Diversity index for Bryozoa of the artificial reefs of Ponza island.

Data campionamenti	2.92	2.94	7.94	8.94	11.94	2.95	5.95	9.95	2.96	4.96	9.96
Mesi dall'insediamento	6	30	37	38	41	45	47	51	56	58	63
MATTONI											
Ricoprimento											
EF	2100	2743	1075	403	200	585	2309	1130	27	230	1150
S	46	70	-	-	70	224	16	36	35	-	5
IM	3	2	1503	-	-	-	30	-	10	-	-
IP	25	75	2800	220	35	450	1115	800	135	-	45
C	0	0	14	41	20	-	42	400	45	-	135
ER	15	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-
N.specie	7	8	9	7	6	6	13	10	9	4	7
Diversità (H')	0.79	0.47	1.25	1.18	1.46	1.35	1.3	1.58	1.83	1.05	0.92
LUNA											
Ricoprimento											
EF	1000	1	1100	10	1750	1060	225	55	16225	2827	790
S	-	-	-	-	-	31	-	50	-	11	17
IM	-	-	-	-	-	20	-	2	900	11	22
IP	12	100	190	1200	5100	5	12200	1160	600	1400	3540
C	-	-	-	-	-	200	-	-	-	17	-
ER	-	-	1500	-	2000	-	-	1050	-	15	35
N. specie	2	2	5	3	6	7	3	10	8	11	10
Diversità (H')	0.06	0.06	1.18	0.05	1.17	0.76	0.1	1.24	0.67	1.39	0.67
INFERNO											
Ricoprimento											
EF	103	50	5	3	-		1078	1	1000	200	2
S	20	20	-	-	-		6	-	60	13	-
IM	5	1	14	5	12		60	5	10	-	-
IP	-	-	25	25	-		28	-	45	-	-
C	2	-	15	-	-		13	5	120	-	-
ER	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-
N. specie	4	2	4	1	-		10	-	7	3	1
Diversità (H')	0.63	0.6	1.22	-	-		0.53	-	0.73	0.26	-

so); il popolamento, scarso e monotono fino all'estate del 1994, diviene in seguito relativamente ricco e diversificato; l'indice H' presenta notevoli oscillazioni. *S. lafontii* è la sola specie relativamente abbondante a "Inferno", dove il popolamento è scarso, specialmente nei primi quattro anni, e presenta valori bassi di ricchezza specifica (14), di ricoprimento e dell'indice H' (Tab. 2).

La forma zoariale eretta-flessibile appare "vincente" su tutte e tre le strutture fin dall'inizio, mentre quella incrostante-spessa compare nell'estate 1994, con l'eccezione di *Schizobrachiella sanguinea* che si insedia precocemente a "Luna". Le specie a zoario strisciante si trovano sempre fin dall'inizio, tranne che a "Luna" dove compaiono nell'aprile 1995, e sono sempre piuttosto rare. Le celleporiformi sono relativamente abbondanti solo a "Mattoni". Le eretto-rigide sono presenti solo a "Luna", come le incrostanti-sottili. La dominanza delle forme eretto-flessibili si alterna nel tempo a quella delle forme aderenti al substrato (incrostante-sottile, incrostante-spessa e celleporiforme).

Conclusioni

Gli andamenti dei diversi parametri esaminati sembrano indicare che in nessuna delle tre strutture è stata raggiunta la maturità biocenotica per quanto riguarda i Briozoi. L'alternanza, osservata in questo studio, tra forme erette e forme aderenti al substrato non sembra attribuibile a variazioni stagionali. Potrebbe essere spiegabile ipotizzando un'azione di disturbo (ad es. "grazing" da parte dei ricci) che occasionalmente favorirebbe *C. nobilis* a scapito di *S. lafontii.*

Dall'insieme dei dati esposti emergono differenze tra le modalità di colonizzazione nelle tre strutture, che riflettono differenti situazioni ambientali. Il precoce stabilirsi di un popolamento ricco e diversificato a "Mattoni" è imputabile alle condizioni ambientali relativamente stabili, testimoniate dalla presenza nell'area di una densa prateria di *Posidonia.* Il ritrovamento dei Sertellidi, forme reofile a zoario eretto-rigido (Boyer *et al.*, 1986), in quantità rilevante solo sulla struttura "Luna", è dovuto alla presenza di una forte corrente, osservata nel corso dei campionamenti e testimoniata, tra l'altro, dall'assenza in quest'area della prateria di *Posidonia.* La povertà quali-quantitativa rilevata nella struttura più profonda, "Inferno", ed evidenziata anche per il resto della fauna bentonica, si può spiegare con i tempi lunghi richiesti per la formazione di un concrezionamento biologico di tipo sciafilo, atteso nelle condizioni ambientali di questa struttura.

I valori di ricchezza specifica riscontrati a Ponza sono relativamente bassi in confronto ad altri studi su substrati artificiali (ad esempio, Tursi *et al.*, 1985; Balduzzi *et al.*, 1994).Questo può essere attribuito sia alla profondità delle strutture in esame, soprattutto nel caso di Cala Inferno, sia all'attività di disturbo da parte dei ricci, che con la loro attività di "grazing", particolarmente intensa su un substrato "nuovo" (Gravina *et al.*, 1998), ostacolano l'insediamento della comunità bentonica.

Bibliografia

BALDUZZI A., CASTELLANO L., LUCHETTI G. (1994) - Evoluzione del popolamento a Briozoi nella barriera artificiale di Loano (Liguria occidentale) nell'arco di due anni. *Biol. Mar. Medit.*, **1** (1): 255-261.

BOYER M., MATRICARDI G., PISANO E. (1986) - Variazioni dello spettro zoariale in una comunità infralitorale di briozoi. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **52** suppl.: 301-316.

GRAVINA M. F., BELLUSCIO A., GENTILONI P., SOMASCHINI A., ARDIZZONE G. D. (1998) - Evoluzione del popolamento zoobentonico su substrati artificiali in acque oligotrofiche (medio Tirreno). *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 339-342.

MCKINNEY F. K., JACKSON J. B. (1989) - Bryozoan Evolution. Unwin Hyman, Boston: 238 pp.

NICOLETTI L., CHIMENZ GUSSO C. (1996) - Bryozoan assemblages and relation with environmental factors: an example from the Latium coast (Italy). *Oebalia*, **21**: 93-102.

POLUZZI A., COPPA M.G. (1991) - Zoarial strategies to win substratum space in *Calpensia nobilis* (Esper). *Bull. Soc. Sci. Nat. Ouest Fr., Mém.* HS1 Nantes (France): 337-360.

RIGGIO S., GRISTINA M., GIACCONE G., BADALAMENTI F. (1985) - An eighteen months survey of the artificial reef of Terrasini (N/W Sicily): The invertebrates. *Oebalia*, n.s., **11**: 427-437.

TURSI A., MATARRESE A., SCALERA LIACI L., COSTANTINO G., CAVALLO R., CECERE E. (1985) - Colonizzazione di substrati duri artificiali immersi in una biocenosi coralligena ed in un posidonieto. *Oebalia*, N.S., **11**: 401-416.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 336-338

M.C. GAMBI, F.P. PATTI

Stazione Zoologica "A. Dohrn", Laboratorio di Ecologia del Benthos,
Punta S. Pietro, I-80077 Ischia (Napoli), Italy.

OBSERVATIONS ON REPRODUCTIVE BIOLOGY AND LARVAL DEVELOPMENT OF *PERKINSIANA ANTARCTICA* (KINBERG) (POLYCHAETA, SABELLIDAE)

OSSERVAZIONI SU BIOLOGIA RIPRODUTTIVA E SVILUPPO LARVALE DI *PERKINSIANA ANTARCTICA* (KINBERG) (POLYCHAETA, SABELLIDAE)

Abstract

Reproductive biology and larval development of the polychaete Perkinsiana antarctica *(Kinberg, 1867) (Sabellidae) is described on a population collected in October 1994 in the type locality of this species: the Strait of Magellan (Southern Chile).* P. antarctica *resulted to be simultaneous hermaphrodite. Mature eggs have a mean diameter of 235 μm; embryos and larvae are brooded within the branchial crown of specimens exceeding 10 mm in length. Larvae hatched with 3-4 segments bearing each two notochaete; two ocular spots and a well-developed protothroch are present in the anterior end.*

Key-words: Polychaeta, Sabellidae, reproductive biology, larval development, sub-Antarctic region.

Introduction

The main traits of the reproductive biology and larval development of marine invertebrates are often correlated with the environmental features, especially in extreme climatic conditions (e.g., polar regions) or harsh habitats (e.g., intertidal). However, also in these situations, morphological and phylogenetic constraints play an important role. Within this framework we present some data on reproductive biology and larval development of the polychaete *Perkinsiana antarctica* (Kinberg, 1867) (Sabellidae), a species common in the intertidal and shallow subtidal biotopes of various sub-Antarctic regions (Giangrande & Gambi, 1997). The species is characterized by brooding of eggs and larvae which occurs within the branchial crown, this feature has been coarsely described from scarce Museum's specimens (Knight-Jones & Bowden, 1984). The aim of this research is to give more detailed and comparative observations on reproductive biology and larval development of *P. antarctica*, based on the analysis of a population collected in the Strait of Magellan (Southern Chile), a sub-Antarctic area that represents also the type locality of this species (Giangrande & Gambi, 1997).

Material and methods

The material studied has been collected in October 1994 during an international campaign in the Strait of Magellan, named "Victor Hensen" (Arntz & Gorny, 1996). The population of *P. antarctica* was found along the chilean patagonian coasts of the Strait of Magellan, at Bahía Laredo located about 25 Km north of the city of Punta Arenas. The worms were sampled, by SCUBA diving, at 2 m depth in a bottom characterized by sand and pebbles, and colonized by the brown

macroalga *Macrocystis pirifera* (kelp). Most of the specimens of *P. antarctica* were attached with their tubes to the pebbles or the "hold-fast" of *Macrocystis*. The presence of developing eggs (embryos) or larvae within the branchial crown was checked on all the individuals sampled (355), while their number has been counted on 17 brooding specimens (12 with embryos and 5 with larvae). On a sub-sample of 108 specimens a biometric analysis was performed to study population structure. Eggs and larvae were observed and measured with an optical microscope, while sperms were observed at the Scanning Electron microscope.

Results and discussion

P. antarctica resulted to be simultaneous hermaphrodite with presence of mature eggs (range of egg diameter = 220-250 μm; mean diameter = 235 μm), in the anterior thoracic part, and sperms at various stages of maturation, mainly in the abdominal posterior part. Spermartids are grouped in tetrads and present an oval nucleous (length of major axis about 3 μm); in the mature sperms the acrosome is long about 2.5 μm with a conoid shape and a pointed tip. This morphology is intermediate between the typical rounded form of the "ect-aquasperm" (considered more primitive and generally associated with free-spawning), and those long, slender and pointed of the "ent-aquasperm" (considered derived and generally associated with internal fertilization) (Jamieson & Rouse, 1989).

Both developing eggs (embryos) and larvae are incubated among the radioles within the branchial crown, grouped in two lengthened mass and embedded in a mucous sheat. This obervation is consistent with that of Knight-Jones & Bowden (1984). A total of 71 specimens (20% of the individuals collected) were observed brooding embryos (46) or larvae (25). This relatively low number suggests that the population was probably in an early phase of the reproductive cycle.

The hatching larvae are characterized by 3-4 segments and have a mean length of 420 μm. In the anterior end of the larva a distinct prototroch is present, which forms a well-developed ring. Anteriorly to the prototroch two ocular spots are evident; the branchial crown is not yet developed; the pigidium is rounded. Each larval segment is bearing only one narrowly hooded and one paleate notochaeta. Since this is the more advanced developmental stage observed, it cannot be excluded that the larvae may have a short swimming period before settlement and complete the metamorphosis outside the branchial crown of the parent.

Number of embryos and larvae per individual showed both a relatively high range of variation (embryos from 54 to 374, mean= 173; larvae from 18 to 222, mean= 101).

The length of the adult specimens examined ranged from 2.7 to 25 mm (crown excluded); the size structure of the population showed an unimodal pattern, with modal class at 10-15 mm. The brooding specimens always exceeded 10 mm in length.

Within the sub-family Sabellinae, *P. antarctica* is together with the co-generic *P. riwo*, the only species incubating the eggs within the branchial crown and showing simultaneous hermaphroditism (Rouse, 1996). However, respect to *P. riwo* and other incubating Sabellidae, *P. antarctica* is of larger size and produces a higher number of offspring (Rouse, 1996). Previous information on the species (Knight-Jones & Bowden, 1984; Rouse & Fitzhugh, 1994) indicated, in fact, a maximum number of larvae per individual around 150, which is within the range of values estimated in this study.

The features of reproductive biology in *P. antarctica* seem to favor its colonization of harsh and selective habitats, such as the intertidal and shallow subtidal of the sub-Antarctic areas (Gambi & Patti, in press), and do not seem related to the size itself. The still scarce knowledge on the reproductive biology of other species of the genus *Perkinsiana* (Rouse, 1996), does not allow to exclude the possibility of phylogenetic constraints.

Acknowledgements

This research was carried out in the framework of the "Progetto Magellano" funded by the Programma Nazionale di Ricerche in Antartide (P.N.R.A.). Thanks are due to G. Procaccini and M.B. Scipione (Stazione Zoologica di Napoli) for collection of samples in the Strait of Magellan during the "Victor Hensen" campaign, and to Prof. W. Arntz (Alfred Wegener Institute, Germany) for campaign organization and logistic support.

References

ARNTZ W., GORNY M. (1996) - Cruise report of the joint Chilean-German-Italian Magellan "Victor Hensen" Campaign in 1994. *Berichte zur Polar.*, **190**: 1-113.

GAMBI M.C., PATTI F.P. (in press) - Reproductive biology of *Perkinsiana antarctica* (Kinberg) (Polychaeta, Sabellidae) in the Strait of Magellan (Chile): systematics and ecological implications. *Scientia Marina.*

GIANGRANDE A., GAMBI M.C. (1997) - The genus *Perkinsiana* (Polychaeta, Sabellidae) in Antarctica, with the description of two new species, *P. milae* and *P. borsibrunoi*. *Zool. Scripta* **26** (3): 267-278.

JAMIESON B.G.M., ROUSE G.W. (1989) - The spermatozoa of the Polychaeta (Annelida): an ultrastructural review. *Biol. Rev.*, **64**: 93-157.

KNIGHT-JONES P., BOWDEN N. (1984) - Incubation and scissiparity in Sabellidae (Polychaeta). *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, **64**: 809-818.

ROUSE G.W. (1996) - A new species of *Perkinsiana* (Sabellidae, Polychaeta) from Papua New Guinea; with the description of larval development. *Ophelia*, **45** (2): 101-114.

ROUSE G.W., FITZHUGH K. (1994) - Broadcasting fables: Is external fertilization really primitive? Sex, size and larvae in sabellid polychaetes. *Zool. Scripta*, **23**: 271-312.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 339-342

M.F. GRAVINA, A. BELLUSCIO, P. GENTILONI, A. SOMASCHINI*, G.D. ARDIZZONE

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università "La Sapienza",
Viale dell'Università, 32 - 00185 Roma, Italia.
*Museo Civico di Zoologia - Roma, Italia.

EVOLUZIONE DEL POPOLAMENTO ZOOBENTONICO SU SUBSTRATI ARTIFICIALI IN ACQUE OLIGOTROFICHE (MEDIO TIRRENO)

ZOOBENTHOS DEVELOPMENT ON ARTIFICIAL SUBSTRATA IN OLIGOTROPHIC WATERS IN THE TYRRHENIAN SEA

Abstract

The benthic community dynamic on artificial substrata located at 27-39 meters depth was analysed for five years in oligotrophic waters in the Middle Tyrrhenian Sea (Ponza island). Sediment instability, sea-urchins grazing and depth were the main factors conditioning the evolution of the community.

Key-words: Zoobenthos, artificial substrata, community development, Tyrrhenian Sea.

Introduzione

Gli studi sulle comunità marine di fondo duro hanno messo in evidenza l'importanza di fattori biotici e abiotici sui processi di insediamento e colonizzazione di substrati artificiali. Particolarmente interessante risulta prevedere il tipo di comunità bentonica che può svilupparsi ed i tempi necessari per il suo insediamento perché a questa sono legati anche lo sviluppo del popolamento ittico ed, in ultima analisi, il ruolo delle strutture artificiali stesse.

In questo lavoro viene analizzata la dinamica di colonizzazione dello zoobenthos non coloniale su tre substrati artificiali posti in acque oligotrofiche intorno all'isola di Ponza (Lazio), a cinque anni dalla loro messa in opera. Le comunità bentoniche di substrati naturali, posti in condizioni ambientali confrontabili con quelle delle strutture artificiali in esame, sono stati estesamente analizzati nell'ambito dello studio di fattibilità del Parco Marino delle isole Pontine (AA.VV., 1990) e rappresentano, per il presente studio, un utile confronto per valutare lo stadio di maturità dei popolamenti dei substrati artificiali osservati.

Materiali e metodi

Le tre strutture artificiali esaminate sono state posizionate nell'estate del 1991 nelle seguenti località: Chiaia di Luna, a 27 metri di profondità, su di un fondale sabbioso parzialmente colonizzato da *Cymodocea nodosa*; Secca dei Mattoni, a 30 m di profondità, su una chiazza di matte morta all'interno di una prateria di *Posidonia*; Cala Inferno, a 39 m di profondità, oltre il limite inferiore di un'altra prateria. In ciascuna struttura sono stati effettuati undici campionamenti, dal febbraio 1992 al settembre 1996 (vedi Fig. 1), mediante grattaggio random di un quadrato 20x20 cm su superficie orizzontale.

La dinamica della colonizzazione è stata studiata analizzando i seguenti taxa

zoobentonici trovati sulle strutture: Platelminti Turbellari, Nemertini, Nematodi, Celenterati Antozoi, Anellidi Policheti*, Sipunculidi*, Molluschi Gasteropodi* e Bivalvi*, Crostacei Anfipodi*, Tanaidacei*, Decapodi*, Picnogonidi*, Echinodermi*, Tunicati Ascidiacei (i taxa indicati con l'asterisco sono stati identificati a livello di specie). Sono stati calcolati gli andamenti temporali di alcuni indici di struttura della comunità quali: il numero di specie totali (non coloniali), il numero di individui, la diversità (indice di Shannon-Weaver), il numero di specie rare (presenti con un solo individuo) e le curve di colonizzazione e di estinzione, calcolate rispettivamente sui numeri di nuove specie che colonizzano la struttura artificiale e di quelle perse rispetto al campionamento precedente.

Risultati e discussione

L'unico insediamento che sembra aver raggiunto una condizione di equilibrio relativamente stabile dopo 5 anni è quello della struttura di Secca dei Mattoni. Qui si osservano evidenti oscillazioni stagionali nel numero di specie e di individui, con minimi in estate e massimi in inverno. Gli andamenti della diversità e del numero di specie rare tendono a stabilizzarsi già nel corso del quarto e quinto anno, come anche quelli delle curve di colonizzazione e di estinzione (Fig. 1).

Sulla struttura più superficiale di Chiaia di Luna, la comunità è risultata più ricca in numero di specie e di individui, ma non sembra aver ancora raggiunto la maturità. Non sono stati ritrovati, ad esempio, taxa indicatori di uno stadio avanzato quali i Poriferi ed inoltre, forti oscillazioni si rilevano negli andamenti dell'abbondanza, della diversità e del numero di specie rare. Solo nel corso del quinto anno di immersione gli indici analizzati tendono a stabilizzarsi (Fig. 1).

La comunità insediatasi sulla struttura più profonda di Cala Inferno risulta la più povera sia come specie che come individui ed ancora lontana da una condizione assimilabile al climax. Gli unici parametri che mostrano una tendenza a stabilizzarsi nell'ultimo anno di osservazioni sono la curva di colonizzazione e quella del numero di specie (Fig. 1).

Sui substrati artificiali di Ponza, dopo cinque anni di immersione, sono state raggiunte tre condizioni diverse, probabilmente non ancora definitive, e comunque ben diversificate rispetto a quella osservata sui substrati artificiali di Fregene, posta sempre lungo le coste laziali, ma a 12 metri di profondità in acque eutrofiche (Ardizzone *et al.*, 1989).

Le differenze osservate tra i popolamenti in esame possono essere imputate a diversi fattori. La condizione di relativa stabilità raggiunta dalla comunità insediatasi sulla struttura di Secca dei Mattoni, già dopo tre anni di immersione, ben si accorda con una situazione ambientale equilibrata senza particolari elementi di disturbo, come è testimoniato dalla presenza di una densa prateria di *Posidonia*.

A Chiaia di Luna il popolamento non sembra aver raggiunto una condizione di equilibrio, se non nel corso dell'ultimo anno. L'instabilità sedimentaria che caratterizza il fondale di questa zona, come già rilevato da studi precedenti (Somaschini *et al.*, 1992), e l'attività di grazing dei ricci, particolarmente numerosi su questa struttura, possono essere responsabili del rallentamento osservato nel processo di colonizzazione. Anche sulla struttura artificiale di Loano, posta in acque oligotrofiche in Mar Ligure, il processo di colonizzazione risul-

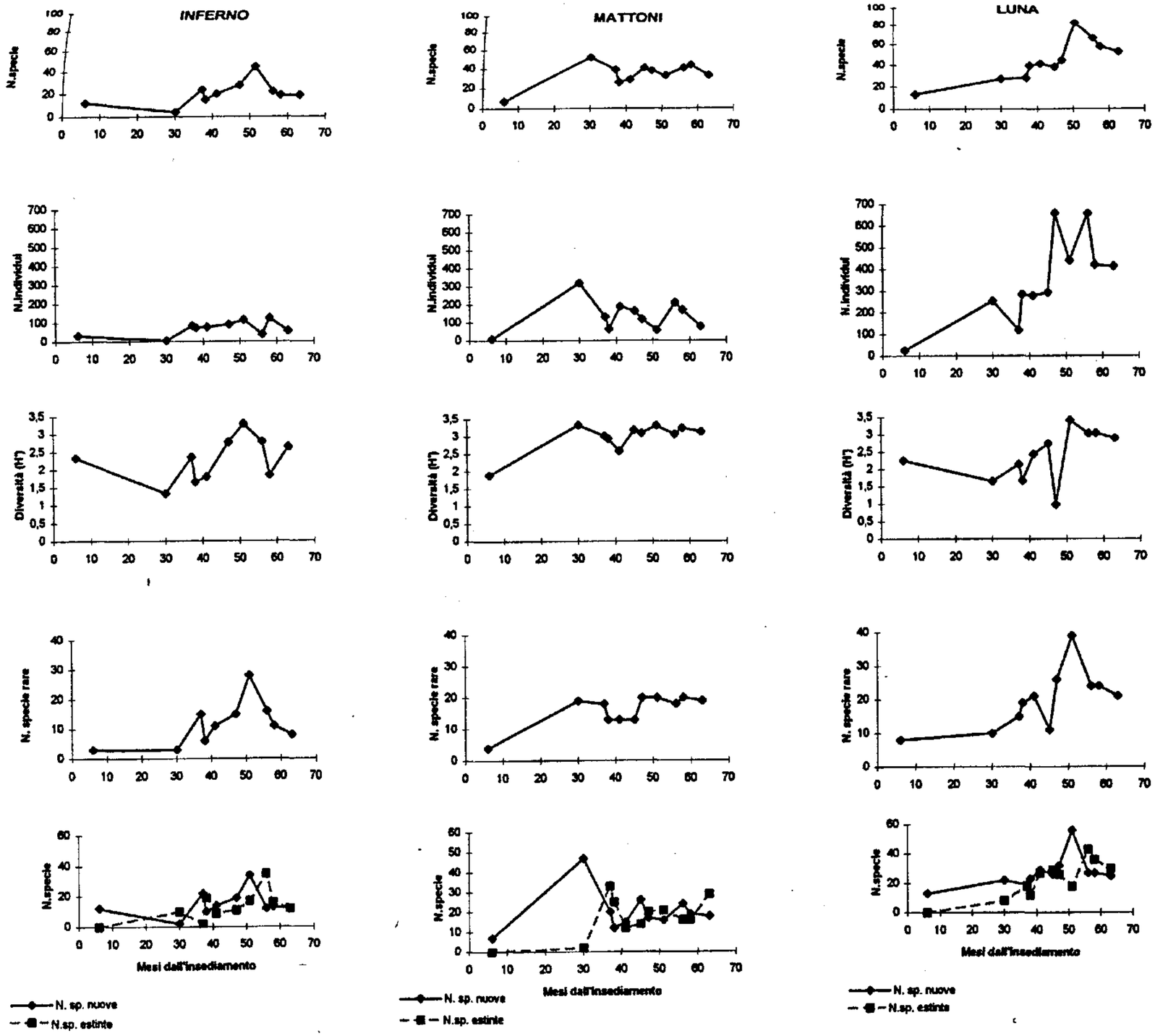


Fig. 1 - Andamenti temporali degli indici di struttura delle comunità nelle tre strutture artificiali dell'isola di Ponza. Temporal trend of the community structural indices in the three artificial substrata of the Ponza Island.

ta rallentato dalle condizioni idrodinamiche e dalla predazione da parte dei ricci (Relini *et al.*, 1994).

A Cala Inferno, le forti oscillazioni degli indici di struttura della comunità indicano che l'equilibrio non è stato ancora raggiunto ed il popolamento risulta marcatamente più povero rispetto a quello degli altri due siti. Decrementi nei valori di biomassa e ricchezza specifica con l'aumentare della profondità sono stati osservati anche sulle strutture artificiali di Loano (Relini *et al.*, 1994); ad Alcamo Marina (Sicilia Nord Occidentale) la mancanza di una concrezione biologica sviluppata e di un cospicuo strato algale viene considerata responsabile della povertà faunistica osservata (Tumbiolo *et al.*, 1995). In acque più profonde, oltre il limite inferiore della *Posidonia*, è verosimilmente necessario un tempo più lungo dei cinque anni di osservazione per l'insediamento di una comunità sciafila stabile, con un caratteristico concrezionamento di base (precoralligeno o coralligeno).

Bibliografia

AA,VV. (1990) - Indagini preliminari sulla situazione ambientale dell'area destinata a Riserva Marina delle isole Pontine. Studi preliminari integrativi sull'ambiente naturale marino. Ministero Marina Mercantile, Roma: 275 pp.

ARDIZZONE G.D., GRAVINA M.F., BELLUSCIO A. (1989) - Temporal development of epibenthic communities on artificial reefs in the central Mediterranean Sea. *Bull. Mar. Sci.*, **44**: 592-608.

RELINI G., ZAMBONI N., TIXI F., TORCHIA G. (1994) - Patterns of sessile macrobenthos community development on an artificial reef in the Gulf of Genoa (Northwestern Mediterranean). *Bull., Mar. Sci.*, **55** (2-3): 745-771.

SOMASCHINI A., GRAVINA M.F., ARDIZZONE G.D. (1992) - Benthos di fondo mobile delle Isole Pontine: 3. Policheti. *Oebalia*, suppl. **17**: 421-424.

TUMBIOLO M.L., BADALAMENTI F., D'ANNA G., PATTI B. (1995) - Invertebrate biomass on an artificial reef in the Southern Tyrrhenian Sea. ECOSET'95, Sixth International Conference on Aquatic Habitat Enhancement: 324-329.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 343-346

A. GUERRINI, M. A. COLANGELO, V.U. CECCHERELLI*

Dipartimento di Biologia, Sez. Evolutiva, Via L. Borsari, 46 - 44100 Ferrara, Italia.
*Dip. Biol. Evol., Università di Bologna, Italia.

RISPOSTA DI COMUNITÀ MEIOBENTONICHE A FENOMENI DI ANOSSIA INDOTTA

MEIOBENTHIC COMMUNITIES RESPONSE TO INDUCED ANOXIA

Abstract

Nematode and copepod response to induced anoxia was studied by incubating a portion of both Ruppia sp. *meadow and bare sediment patches by means of dark benthic chambers. Multivariate analyses revealed the resistance of the nematode community to short time anoxia. By contrast copepods displayed significant differences in both site and treatment factors.*

Key-words: Meiofauna, Resistance, Anoxia, Field experiment.

Introduzione

La frequenza e l'intensità di un disturbo sono sempre più riconosciuti come fattori determinanti la struttura delle comunità biologiche. Le crisi distrofiche che si verificano negli ambienti lagunari eutrofizzati rappresentano un fattore di perturbazione acuta specialmente per gli organismi bentonici. Tali crisi si manifestano principalmente attraverso fenomeni di anossia spinta e condizioni ridotte dell'ambiente sedimentario che si realizzano quando l'accresciuta biomassa autotrofa va incontro a rapidi fenomeni di decomposizione.

Il grado di distrofia dipende dal differente tipo di organismi autotrofi la cui respirazione e decomposizione influenzano gli scambi acqua-sedimento di ossigeno e di altri composti chimici (nutrienti, solfuri).

Al fine di indagare le modificazioni causate da crisi anossiche su comunità meiobentoniche, è stato realizzato un esperimento in campo "incubando" con camere bentiche scure porzioni di fondale con copertura di fanerogame acquatiche (*Ruppia* sp.) e porzioni adiacenti di sedimento nudo. L'indagine è stata condotta in un habitat a macrofite di una laguna (Valle Smarlacca) del complesso delle Valli di Comacchio (Alto Adriatico).

Materiali e metodi

Nel settembre 1995 sono state collocate una serie di camere bentiche in due repliche (d=30 cm, volume 2800 cm^3) per sito, infisse 15 cm nel fondo e ivi mantenute per 3 giorni.

Durante l'incubazione con le camere bentiche le concentrazioni di ossigeno nella colonna d'acqua sono diminuite più velocemente nell'habitat fitale rispetto

a quello di sedimento non ricoperto. Questo effetto sembra dovuto ai più alti tassi di respirazione della canopia e della rizosfera di *Ruppia* sp.. Subito dopo la rimozione delle camere sono state prelevate due carote (pseudorepliche) di sedimento per ogni area trattata e per ogni corrispondente controllo.

I campioni sono stati prefiltrati su reti a maglia 1 mm, quindi filtrati su retini a maglia 0.052 mm e centrifugati in gradiente di densità (LUDOX-TM, p.sp. 1.18) per 3 volte. La meiofauna estratta è stata suddivisa per taxa e contata. I nematodi e i copepodi sono stati identificati a livello di specie e contati tenendo in considerazione anche il sesso e gli stadi di sviluppo. I dati di densità (dopo trasformazione logaritmica) sono stati sottoposti ad analisi della varianza (ANOVA) a tre vie gerarchica per valutare le differenze tra siti (2 livelli), trattamenti (2 livelli) ed aree trattate (2 livelli).

Le differenze della struttura di comunità sia tra i siti che tra i trattamenti sono state evidenziate mediante Multi Dimensional Scaling (MDS) applicato ai dati di abbondanza (dopo trasformazione con radice quarta) ed utilizzando il coefficiente di similarità di Bray-Curtis. La significatività di tali differenze è stata verificata mediante l'"analisi delle similarità" (ANOSIM) a due vie. L'identificazione delle specie che maggiormente contribuiscono alle differenze osservate fra i trattamenti nei plots dell'MDS è stata effettuata mediante l'analisi delle "similarità percentuali" (SIMPER).

Risultati e conclusioni

Le densità totali della meiofauna sono risultate più elevate nella prateria a *Ruppia* sp. rispetto ai sedimenti privi di copertura vegetale, confermando che "un habitat più complesso e strutturato permette un incremento delle densità bentoniche" (Thistle *et al.*, 1984).

Riguardo ai nematodi, il trattamento ha determinato principalmente un decremento significativo della densità degli adulti della specie dominante *Terschellingia longicaudata* nell'habitat fitale ($F=18.26$; $p<0.5$). Le altre specie hanno mostrato differenze di densità significative solo tra siti (Tab. 1). L'MDS relativo alla comunità di nematodi ha evidenziato due raggruppamenti con i punti-campione rispettivamente di *Ruppia* sp. e sedimento nettamente separati. Infatti anche l'ANOSIM ha rivelato un effetto significativo del fattore siti ma non del fattore trattamento.

Questo risultato è probabilmente dovuto alla maggiore resistenza all'anossia delle specie fitali nell'habitat a *Ruppia* sp. (*Oncholaimidae*, giovani di *Chromadorina* sp., *Chromadorita* sp. e *Neochromadora poecilosomoides*). Riguardo ai copepodi (Tab. 2), si è registrato un effetto significativo del trattamento anossico. In particolare l'ANOVA, condotta sulle densità delle specie più abbondanti ha mostrato una significativa riduzione delle densità di *Ectinosoma dentatum,* la specie dominante nel controllo di entrambi gli habitats. L'MDS applicato alla comunità di copepodi ha evidenziato una maggiore dispersione dei punti-campione rispetto al plot dei nematodi.

Le repliche relative al trattamento in entrambi gli habitat si discostano molto da quelle dei corrispondenti controlli, come confermato dai risultati dell'ANO-

Tab. 1 - Densità medie / 10 cm² ± d.s. delle specie di nematodi nell'ambiente sedimentario (S), fitale (R), nelle aree di controllo (C) e in quelle sottoposte a trattamento (T).
Average densities / 10 cm² ± s.d. of the nematode species in the sedimentary (S) and phytal habitat (R), in the control (C) and in the treatment areas (T).

	SC x ds	ST x ds	RC x ds	RT x ds
Tripyloides marinus				0,3 ± *0,5*
Syringolaimus sp.			1,3 ± *2,5*	0,3 ± *0,5*
Calyptronema maxweberi				0,8 ± *1,5*
Anoplostoma viviparum	1,5 ± *3,0*		8,3 ± *11,3*	7,3 ± *3,6*
Viscosia glabra	3,3 ± *4,3*	1,0 ± *0,8*	24,8 ± *16,4*	19,8 ± *6,1*
Oncholaimus brachycercus			4,0 ± *8,0*	
Oncholaimus oxyuris			2,0 ± *4,0*	
Oncholaimus skawensis			25,3 ± *36,3*	32,5 ± *12,7*
Sphaerolaimus macrocirculus				0,3 ± *0,5*
Monhystera stagnalis	3,5 ± *4,0*	1,8 ± *1,3*		2,0 ± *2,2*
Diplolaimella sp.	1,5 ± *3,0*	2,8 ± *2,5*	4,3 ± *6,7*	3,3 ± *3,4*
Daptonema sp.	0,5 ± *1,0*			
Promonhystera faber	3,3 ± *3,8*	1,5 ± *1,3*	1,0 ± *2,0*	
Theristus ambronensis			4,3 ± *5,7*	2,0 ± *2,2*
Theristus normandicus	7,3 ± *8,1*	2,0 ± *1,6*	2,3 ± *4,5*	
Metalinhomoeus effilatus	5,3 ± *9,2*	9,3 ± *16,5*	0,8 ± *1,5*	
Paralinhomoeus tenuicaudatus	5,3 ± *5,7*	6,0 ± *5,2*	1,5 ± *3,0*	7,5 ± *11,8*
Terschellingia longicaudata	267,8 ± *229,4*	287,5 ± *203,3*	202,3 ± *101,6*	102,3 ± *80,8*
Terschellingia sp.	19,3 ± *7,6*	15,8 ± *12,1*	22,0 ± *10,2*	15,3 ± *12,6*
Leptolaimus papilliger			0,8 ± *1,5*	
Sabatieria punctata	12,0 ± *3,7*	26,3 ± *16,7*	80,0 ± *53,7*	29,8 ± *13,9*
Cyatholaimus gracilis		0,5 ± *0,6*	13,5 ± *10,5*	7,5 ± *5,3*
Paracanthonchus heterodontus			10,3 ± *7,6*	11,0 ± *9,5*
Dichromadora cephalata	2,3 ± *3,3*	1,8 ± *1,7*	15,0 ± *14,7*	5,0 ± *6,4*
Chromadora nudicapitata			4,3 ± *6,1*	7,3 ± *9,2*
Chromadorina sp.		0,3 ± *0,5*	9,5 ± *6,8*	11,8 ± *12,7*
Chromadorita sp.	0,5 ± *1,0*	8,3 ± *9,8*	16,8 ± *18,2*	5,3 ± *3,4*
Neochromadora poecilosomoides	0,8 ± *1,5*		12,0 ± *9,8*	18,8 ± *15,4*
N.d.		0,5 ± *1,0*	1,0 ± *2,0*	
TOTALE	333,8 ± *235,2*	365,0 ± *247,1*	466,8 ± *143,4*	289,5 ± *154,7*

SIM, che ha rilevato differenze significative anche tra siti. Tali differenze sono dovute alle più elevate densità delle specie fitali (*Heterolaophonte strömi*, *paraminuta*, *Cyclopina gracilis*) e della specie "ubiquitaria" *Ectinosoma dentatum*, nell'habitat a macrofite. L'effetto significativo del trattamento è dovuto, invece, alla forte riduzione di abbondanza delle specie fitali nelle camere scure su *Ruppia* (come mostrato dai risultati del SIMPER).

Nel complesso gli stadi giovanili delle specie dominanti fitali dei nematodi e dei copepodi sembrano aver giocato un ruolo determinante, ma di segno op-

Tab. 2 - Densità medie / 10 cm² ± d.s. delle specie di copepodi nell'ambiente sedimentario (S), fitale (R), nelle aree di controllo (C) e in quelle sottoposte a trattamento (T).
Average densities / 10 cm² ± s.d. of the copepod species in the sedimentary (S) and phytal habitat (R), in the control (C) and in the treatment areas (T).

	SC	ST	RC	RT
	x ds	x ds	x ds	x ds
Canuella perplexa	11,9 ± *7,1*	2,4 ± *1,5*	19,1 ± *23,9*	7,2 ± *5,4*
Ectinosoma dentatum	31,8 ± *21,7*	1,6 ± *0,6*	105,7 ± *62,0*	15,9 ± *8,2*
Darcythompsonia fairliensis			0,8 ± *1,6*	0,8 ± *1,6*
Microarthridion fallax		0,8 ± *1,6*		
Tisbe histriana	19,9 ± *29,4*		10,3 ± *10,2*	0,8 ± *1,6*
Amphiascoides brevifurca	0,8 ± *1,6*			0,8 ± *1,6*
Diosaccidae sp.				1,6 ± *3,2*
Mesochra heldti	0,8 ± *1,6*		15,9 ± *21,6*	
Nannomesochra arupinensis				0,8 ± *1,6*
Stenocaris sp.				0,8 ± *1,6*
Enhydrosoma gariene	3,2 ± *2,6*	2,4 ± *1,6*		
Enhydrosoma caeni	8,7 ± *5,4*	3,2 ± *2,6*	1,6 ± *1,8*	
Cletodes sp.	8,7 ± *15,4*	4,8 ± *9,5*	3,2 ± *6,4*	
Heterolaophonte strömi paraminuta	3,2 ± *3,7*	2,4 ± *3,0*	58,8 ± *96,5*	20,7 ± *7,6*
Halicyclops magniceps	1,6 ± *1,8*	0,8 ± *1,6*	19,9 ± *18,1*	2,4 ± *4,8*
Cyclopina gracilis	7,2 ± *8,4*		80,3 ± *115,0*	2,4 ± *3,0*
TOTALE	97,8 ± *39,6*	18,3 ± *10,7*	315,6 ± *283,7*	54,1 ± *11,0*

posto, nel caratterizzare la risposta delle due taxocenosi alle condizioni di anossia. In particolare, nel breve periodo, i copepodi sono apparsi maggiormente colpiti da questo tipo di disturbo.

Bibliografia

THISTLE D., REIDENAUER J. A., FINDLAY R.H., WALDO R. (1984) - An experiment investigation of enhanced harpacticoid (Copepoda) abundances around isolated seagrass shoots. *Oecologia* (Berlin), **18**: 295-299.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 347-350

P. GUIDETTI, S. BUSSOTTI

Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "A. Dohrn" di Napoli,
Punta S. Pietro - 80077 Ischia Porto, Napoli, Italy.

JUVENILES OF LITTORAL FISH SPECIES IN SHALLOW SEAGRASS BEDS: PRELIMINARY QUALI-QUANTITATIVE DATA

FORME GIOVANILI DI SPECIE ITTICHE COSTIERE IN SITI SUPERFICIALI A FANEROGAME MARINE: PRIME VALUTAZIONI QUALI-QUANTITATIVE

Abstract

Underwater observations on the presence of juveniles of littoral fish species in shallow seagrass beds were carried out in different areas of the Italian coasts. Juveniles belonging to 18 species were found in two Posidonia oceanica *beds, while 11 species were recorded in a mixed* Cymodocea nodosa *and* Zostera noltii *meadow.*

Key-words: fish-juveniles, settlement, seagrasses, Mediterranean Sea.

Introduction

It is well known that, after a first dispersive larval phase, the life history of several littoral fishes involves the settlement, which often occurs at very shallow depth (<2 m). During and after the settlement, which plays a crucial role in fish population dynamic (Doherty and Fowler, 1994), important changes in morphology, diet, behaviour and habitat occur. Several studies focused on settlement and recruitment patterns of juvenile fishes were carried out, outside the Mediterranean, in different habitats (Carr, 1994; Doherty and Fowler, 1994), including seagrass systems (Bell and Pollard, 1989).

In the Mediterranean Sea, only in recent years some authors (Harmelin-Vivien *et al.*, 1995; Biagi *et al.*, 1995) studied the microhabitat requirements for settlement of many fish species taking into account several habitats, while only Garcia-Rubies and Macpherson (1995), Tunesi *et al.*, (1997), Francour (1997) and Guidetti and Bussotti (in press) devoted attention to *Posidonia oceanica* systems. The present paper, therefore, is aimed to provide information on the presence of juvenile fishes in different mediterranean seagrass systems.

Materials and methods

Underwater observations were carried out in three different areas: Noli (Savona, Ligurian Sea) and Castello Aragonese (Island of Ischia, Gulf of Naples), both in *Posidonia oceanica*; Baia delle Saline (Gulf of Olbia, Sardinia) in a mixed *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii* meadow. For each sampling site, the number of samplings and replicates (performed by two different observers), the sampling periods and depths are shown in Table 1. Data were collected by snorkeling along transects of prestablished are (25 m x 6 m = 150 m^2) covered in 10 min. Abundance of juveniles was expressed as number of individuals/150 m^2. Juveniles were considered specimens from the smallest observed size to about one fifth of the maximum length recorded for each species (Fischer *et al.*, 1987).

Table 2 - List of juvenile fish species recorded at the three sampling sites; mean abundance (standard deviation) was calculated only taking into account censuses when juvenile specimens of each species were present; Freq.: frequency of occurrence (%); period of occurrence (months).

Lista dei giovanili delle specie ittiche censite presso i tre siti di campionamento; l'abbondanza media (deviazione standard) è stata calcolata prendendo in considerazione solo i rilevamenti in cui i giovanili di ciascuna specie erano presenti; Freq.: frequenza di incontro (%); periodo di presenza (mesi).

Sampling	sites	Noli	Freq.	Period	Castello Aragonese	Freq.	Period	Baia delle Saline	Freq.	Period
Family	Species	m (s.d.)			m (s.d.)			m (s.d.)		
Atherinidae	*Atherina* sp.	-	-	-	-	-	-	86.7 (43.2)	71.9	IX-XI II-VIII
Labridae	*Coris julis*	1.7 (0.5)	33.3	VII-IX	-	-	-	-	-	-
	Labrus viridis	0.8 (0.3)	13.3	VII-VIII	2.0 (1.3)	21.4	VII-XI	1.5 (0.3)	19.3	VII-XI
	Symphodus cinereus	1.0 (0.5)	13.3	IX	-	-	-	3.5 (2.5)	14.6	VII-VIII
	Symphodus melanocercus	1.0 (0.5)	13.3	IX	-	-	-	-	-	-
	Symphodus ocellatus	-	-	-	42.1 (42.4)	35.7	VII-I	4.0 (3.0)	10.5	VIII XII-I
	Symphodus rostratus	2.8 (0.8)	20.0	VIII-IX	0.2 (0.1)	2.4	IX	-	-	-
	Symphodus tinca	3.3 (3.0)	46.7	VII-X	-	-	-	10.5 (3.7)	15.8	VII-IX
Mugilidae		2.0 (0.8)	6.7	VII	12.9 (8.9)	16.7	VII-XI	1.5 (0.9)	5.3	VII-IX
Mullidae	*Mullus surmuletus*	0.9 (0.3)	40.0	VII-IX	-	-	-	-	-	-
Pomacentridae	*Chromis chromis*	5.5 (1.5)	20.0	VIII-IX	-	-	-	-	-	-
Sparidae	*Diplodus annularis*	1.5 (0.5)	40.0	VII-IX	8.7 (3.8)	19.0	VII-X	4.4 (2.8)	3.5	VIII
	Diplodus sargus	3.2 (2.1)	40.0	VII-IX	0.5 (0.2)	2.4	VIII	-	-	-
	Diplodus vulgaris	0.5 (0.2)	6.7	XI	-	-	-	48.0 (16.4)	7.0	V
	Dentex dentex	1.0 (0.5)	13.3	VII-VIII	-	-	-	-	-	-
	Lythognathus mormyrus	-	-	-	-	-	-	5.0 (5.8)	3.5	VIII
	Oblada melanura	36.0 (30.3)	13.3	VII-VIII	41.6 (39.4)	14.3	VII-X	-	-	-
	Sarpa salpa	0.9 (0.7)	26.7	VII-IX	7.0 (2.3)	9.5	III-VIII	38.7 (16.4)	14.0	V-VI
	Sparus auratus	-	-	-	-	-	-	1.4 (1.0)	12.3	VI VIII-IX
	Spondyliosoma cantharus	4.0 (1.5)	40.0	VII-IX	1.6 (0.6)	2.4	VII-VIII	-	-	-
Sphyraenidae	*Sphyraena sphyraena*	-			3.5 (1.5)	7.1	IX	-	-	-
Total number	of species	16			10			11		

Table 1 - Sampling sites, depth and periods; N: number of samplings; n: total number of replicates.
Periodi, siti e profondità di campionamento; N: numero di campionamenti; n: numero totale di repliche.

Sampling sites	Depth (m)	Sampling period	N	n
Noli	1 - 2	July 1994 - November 1994	5	15
Castello Aragonese	1 - 2	July 1996 - April 1997	10	42
Baia delle Saline	0.4 - 1.5	August 1995 - August 1996	13	57

Results and conclusions

Juveniles belonging to a total of 21 species were recorded at the three sampling sites (Table 2). A higher number of species represented by small-sized specimens was observed on *P. oceanica*, whose 11 species were exclusive, while only 3 species were peculiar to the mixed meadow at Baia delle Saline. In particular, gregarious species, such as *Oblada melanura* on *P. oceanica* and *Atherina* sp. on *C. nodosa* and *Z. noltii*, were in absolute the most abundant and inhabited the water column above the canopy. Juveniles of other species, instead, whose abundances at each sites can be observed in Table 2 (*Spondyliosoma cantharus*, *Symphodus tinca* and *Diplodus sargus* at Noli; *Symphodus ocellatus*, *Diplodus annularis* and *Sarpa salpa* at Castello Aragonese; *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa* and *Symphodus tinca* at Baia delle Saline), appeared strongly linked to the canopy or the eroded margins of the "matte" of *P. oceanica*, such as *Chromis chromis* at the Noli bed. At Baia delle Saline, moreover, it has to be emphasized the presence of juveniles of *Sparus auratus*, a species of great economical interest. It is worth to note that only 9 of the censused species were also represented by adult specimens; this leads to suppose a change of habitat related to age and size.

The results of this study, although preliminary, emphasize the important role exerted by shallow seagrass habitats for different fish species, as observed for vegetated systems from other geographical areas (Bell and Pollard, 1989; Carr, 1994), stressing the need of a correct management of the coastal zone.

References

BELL J.D., POLLARD D.A. (1989) - Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. In: Larkum W.D., Mc Comb A.J. and S.A. Shepherd (eds), *Biology of Seagrasses*, Elsevier, Amsterdam: 565-609.

BIAGI F., TUNESI L., VACCHI M. (1995) - Censimenti visuali subacquei di giovanili di Sparidi del genere *Diplodus* nelle acque liguri e toscane. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 461-463.

CARR M.H. (1994) - Effects of macroalgal dynamics on recruitment of a temperate reef fish. *Ecology*, **75** (5): 1320-1333.

DOHERTY P., FOWLER T. (1994) - An empirical test of recruitment limitation in a coral reef fish. *Science*, **263**: 935-939.

FISCHER W., BAUCHOT M.L., SCHNEIDER M. (1987) - Fiches FAO pour d'identification des éspèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et Mer Noire. Zone 37. II. Vertebrés. FAO, Rome, **2**: 761-1530.

FRANCOUR P. (1997) - Fish assemblages of *Posidonia oceanica* beds at Port-Cros (France, NW Mediterranean): assessment of composition and long-term fluctuation by visual census. (*P.S.Z.N.I.*): *Marine Ecology*, **18** (2): 157-173.

GARCIA-RUBIES A., MACPHERSON E. (1995) - Substrate use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral. *Marine Biology*, **124**: 35-42.

GUIDETTI P., BUSSOTTI S., (in press.) - Recruitment of *Diplodus annularis* and *Spondyliosoma cantharus* (Sparidae) on shallow-water seagrass beds along the Italian coasts. *Marine Life.*

HARMELIN-VIVIEN M.L., HARMELIN J.G., LEBOULLEUX V. (1995) - Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparids on Mediterranean rocky shores. *Hydrobiologia*, **300-301**: 309-320.

TUNESI L., MARIANI L., MORI M. (1997) - Insediamento di stadi giovanili di specie ittiche nelle acque costiere del Golfo Tigullio (Mar Ligure). *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 282-290.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 351-353

P. La Valle, M. Oliverio*, C. Chimenz**

Via Irma Bandiera 8 - 00053 Civitavecchia (Roma), Italia.
*Dipartimento di Biologia, Università "Roma Tre" - Roma, Italia.
**Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università "La Sapienza" – Roma, Italia.

STRATEGIE LARVALI DI RISSOIDAE (GASTROPODA, PROSOBRANCHIA) DELLE PRATERIE DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE DEL MEDITERRANEO

LARVAL STRATEGIES OF RISSOIDAE (GASTROPODA, PROSOBRANCHIA) OF MEDITERRANEAN *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE BEDS

Abstract

From the study of the rissoid gastropods of the leaf stratum of three Mediterranean Posidonia oceanica *(L.) Delile beds, a clear trend in the larval strategies emerges. It shows a decrease of planktotrophic species from West to East Mediterranean, and an increase of non-planktotrophic strategies.*

Key-words: larval strategy, molluscs, *Posidonia oceanica*, seagrass, Mediterranean Sea.

Introduzione

I Molluschi Gasteropodi, con poche eccezioni, conservano nella conchiglia adulta la protoconca, cioè quella parte di conchiglia secreta durante le fasi embrionale e larvale dello sviluppo, la quale si accresce in maniera diversa a seconda che la strategia di sviluppo della larva sia di tipo planctotrofico o non planctotrofico (Haszprunar *et al.*, 1995). Ciò permette di desumere lo sviluppo larvale di un individuo esaminandone la morfologia conchigliare dell'adulto, offrendo la possibilità di studiare aspetti dell'ecologia larvale anche in individui morti o resti fossili (Jablonski e Lutz, 1980). I gasteropodi rissooidei sono degli importanti componenti delle comunità bentoniche del Mediterraneo. In questo studio è stata esaminata l'ecologia larvale dei rissoidi delle comunità dello strato foliare di *Posidonia oceanica* (L.) Delile nel tentativo di individuare patterns geografici nella distribuzione di tipi larvali. Inoltre si è tentato di spiegare la presenza di coppie di entità morfologicamente simili, strettamente correlate, che differiscono principalmente nella strategia di sviluppo larvale: con sviluppo planctotrofico (P) o non planctotrofico (NP). Tali strategie possono essere identificate sulla base delle differenze morfologiche e dimensionali della protoconca.

Materiali e metodi

Sono state studiate le specie di rissoidi (Tab.1) ritrovate nelle comunità di strato foliare di *Posidonia oceanica* (L.) Delile delle seguenti località: Datcha - Turchia (Oliverio *et al.*, 1993), Ischia - Italia (Russo *et al.*, 1986; Russo, 1989), Cabo de Palos - Spagna (Templado, 1984). I dati relativi ad Ischia e Cabo de Palos sono stati aggiornati sulla base di nostre osservazioni inedite.

Sono stati effettuati uno studio al microscopio elettronico a scansione (SEM) ed una analisi biometrica e morfologica delle protoconche (Tab.1), con partico-

Tab. 1 - Distribuzione dei rissoidi nelle tre aree geografiche esaminate ed analisi biometrica delle protoconche degli individui studiati (D = diametro massimo, d = diametro del nucleo, N = numero di giri, Sv = sviluppo larvale, P = planctotrofico, NP = non planctotrofico).

Distribution of rissoids in the three examined areas and biometric analysis of the observed individual protoconchs (D = maximum diameter, d = diameter of nucleus, N = number of whorls, SV = larval development, P = planktotrophic, NP = non-planktotrophic).

Specie	C. de Palos	Ischia	Datcha	D	d	N	Sv
Alvania aspera (Philippi, 1844)	-	-	+	287	113	1.50	NP
Alvania cimex (Linnaeus, 1758)	+	-	-	366	77	2.25	P
Alvania colossophilus Oberling, 1970	-	-	+	278	122	1.25	NP
Alvania discors (Allan, 1818)	-	+	-	252	113	1.25	NP
Alvania lineata Risso, 1826	+	+	-	320	108	1.30	NP
Alvania mamillata Risso, 1826	-	-	+	290	125	1.25	NP
Alvania amatii Oliverio, 1986	-	-	+	308	92	1.25	NP
Alvania datchaensis Amati & Oliverio, 1987	-	-	+	312	136	1.3	NP
Pusillina lineolata (Michaud, 1832)	-	+	-	342	57	2.50	P
Pusillina sp.	-	-	+	311	144	1.20	NP
Pusillina philippi (Aradas & Maggiore, 1844)	+	+	-	650	55	2.50	P
Pusillina radiata (Philippi, 1836)	-	+	-	450	46	2.50	P
Rissoa auriformis Pallary, 1904	-	-	+	378	133	1.25	NP
Rissoa auriscalpium (Linnaeus, 1758)	+	+	-	365	84	2.25	P
Rissoa decorata Philippi, 1846	+	-	-	300	70	2.25	P
Rissoa guerini Récluz, 1843	+	+	-	388	66	2.25	P
Rissoa italiensis Verduin, 1985	-	+	-	260	109	1.00	NP
Rissoa monodonta Philippi, 1836	+	-	-	400	113	2.25	P
Rissoa scurra (Monterosato, 1917)	-	-	+	348	130	1.00	NP
Rissoa rodhensis Verduin, 1985	-	-	+	250	100	1.00	NP
Rissoa variabilis (Von Muehlfeldt, 1824)	+	+	-	275	108	1.25	NP
Rissoa ventricosa (Desmarest, 1814)	+	+	+	250	58	2.00	P
Rissoa violacea (Desmarest, 1814)	+	+	-	308	83	2.00	P
Rissoa violacea-complex (Desmarest, 1814)	-	-	+	278	100	1.50	NP
Rissoina bruguierei (Payraudeau, 1826)	+	-	+	333	66	3.00	P

lare riguardo alle misure di: D (diametro massimo), d (diametro del nucleo), N (numero di giri della protoconca).

Risultati e discussione

I risultati ottenuti mostrano un netto aumento del numero di Rissoidae a sviluppo non planctotrofico procedendo verso il Mediterraneo Orientale.

In almeno quattro casi si evidenzia un fenomeno di vicarianza tra le popolazioni dei due sottobacini mediterranei. In tali casi (*Alvania cimex/A. mamillata*; *Rissoa violacea/R. violacea*-complex; *R. auriscalpium/R. rodhensis; R. monodonta/ R. auriformis*) le coppie mostrano una notevole somiglianza nei caratteri conchigliari, pur avendo una diversa strategia di sviluppo larvale. Lo status si-

stematico di tali coppie di popolazioni (o specie sorelle) deve ancora essere definito. Tuttavia la loro ripartizione nei due sottobacini del Mediterraneo, in maniera correlata al rispettivo sviluppo larvale (P ad ovest; NP ad est), richiama fenomeni microevolutivi associati alla perdita della planctotrofia (Oliverio, 1996a).

Le fluttuazioni paleoclimatiche che hanno caratterizzato la storia del Mediterraneo nel Quaternario possono essere probabilmente ritenute come i principali fattori responsabili della distribuzione differenziale delle strategie di sviluppo larvale nei prosobranchi dei due sottobacini del Mediterraneo (Oliverio, 1996b). Infatti tali fenomeni sono strettamente correlabili a variazioni di fattori controselezionanti la planctotrofia (Strathmann, 1978 a; b), quali variazioni di temperatura, variazioni nelle risorse trofiche, diminuzione degli areali ed aumentata pressione predatoria.

Bibliografia

HASZPRUNAR G., SALVINI-PLAWEN L.V., RIEGER R.M. (1995) - Larval planktotrophy - a primitive trait in the Bilateria ? *Acta Zoologica*, Stockholm, **76** (2): 141-154.

JABLONSKI D., LUTZ R. (1980) - Molluscan larval shell morphology. Ecology and Paleontological implication. In: *Skeletal growth of aquatic organisms* (D. Rhoads & R. Lutz, eds.). Plenum Publishing Corporation, New York: 323-377.

OLIVERIO M. (1996a) - Contrasting developmental strategies and speciation in N.E. Atlantic Prosobranchs: a preliminary analysis. In: *Origin and evolutionary radiation of the Mollusca* (J.D. Taylor ed.), **22**: 261-266.

OLIVERIO M. (1996b) - Life-histories, speciation, and biodiversity in Mediterranean Prosobranch Gastropods. *Vie et Milieu*, **46** (2): 163-169.

OLIVERIO M., VILLA R., COLLI C., FARAGLIA E., RAMBELLI M.S. (1993) - Campagna "AKDENIZ'92" in Turchia Meridionale. *Notiziario S.I.M.*, **11** (1): 15-19.

RUSSO G.F. (1989) - La scelta dei descrittori morfo-funzionali nell'analisi dei sistemi bentonici: un approccio con la componente malacologica di una prateria a *Posidonia oceanica*. *Oebalia*, **15** (1), N.S.: 213-228.

RUSSO G.F., FRESI E., VINCI D., SCARDI M. (1986) - Problemi e proposte sul campionamento della malacofauna di strato foliare nelle praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Lavori S.I.M.*, **22**: 15-28.

STRATHMANN R.R. (1978a) - The evolution and loss of feeding larvae of marine invertebrates. *Evolution*, **32** (4): 894-906.

STRATHMANN R.R. (1978b) - Progressive vacating of adaptive types during the Phanerozoic. *Evolution*, **32** (4): 907-914.

TEMPLADO J. (1984) - Moluscos de las praderas de *Posidonia oceanica* en la costas del Cabo de Palos (Murcia, Espana). *Investigation Pesquera*, Espana, **48** (3): 519-536.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 354-356

R. LIPARI, F. BADALAMENTI*, G. D'ANNA*

S.T.E.NELL.A. studio associato, via R. Montuoro, 5 - 90145 Palermo, Italia.
* I.T.P.P. - C.N.R. Laboratorio di Biologia Marina, Castellammare del Golfo, Trapani, Italia.

RELAZIONI TROFICHE E SELEZIONE ALIMENTARE DI *MULLUS BARBATUS* L. (1758) NELLA COMUNITA' A SABBIE FINI DEL GOLFO DI CASTELLAMMARE (SICILIA N/O)

TROPHIC RELATIONSHIPS AND FOOD SELECTION OF *MULLUS BARBATUS* L. (1758) IN THE FINE SANDS COMMUNITY OF THE GOLFO DI CASTELLAMMARE (NW SICILY)

Abstract

Mullus barbatus *(Pisces: Mullidae) feeds mainly on Polychaetes and Bivalves in the sandy bottom community of the Golfo di Castellammare. The Strauss food selectivity index however shows that only Polychaetes are actively selected. Among Polychaetes* Sigalion squamatum *is the only actively consumed item.*

Key-words: *Mullus barbatus*, feeding habits, food selection.

Introduzione

Mullus barbatus (triglia di fango) L. (1758), è una delle specie economicamente più importanti per le marinerie del Golfo di Castellammare. Nella fascia batimetrica compresa tra 0 e 50 metri, grazie alla chiusura di un'ampia area del Golfo alla pesca a strascico, i rendimenti medi delle specie demersali sono incrementati di circa 7 volte; in particolare quelli di *M. barbatus* hanno avuto un incremento di circa 25 volte (Pipitone *et al.*, 1996).

Considerando che l'aumento numerico della specie è correlabile con la maggiore disponibilità di risorse alimentari disponibili (Vassiliopoulou e Papacostantinou, 1993) è stato condotto uno studio per valutare la preferenza e la selezione alimentare di questa specie nella comunità a sabbie fini del Golfo di Castellammare.

Materiali e metodi

Le triglie (n = 162; *LT* = 167 ± 25mm) sono state catturate mensilmente, da aprile 1994 e marzo 1995 con il tramaglio ad una profondità media di 18 metri in un'area centrale del Golfo caratterizzata da una uniforme distesa di sabbie fini. Nella stessa area sono state scelte con criterio random 5 stazioni per lo studio della comunità bentonica.

Il campionamento del benthos è stato effettuato due volte nel corso dell'anno prelevando 6 campioni per ogni stazione con un *box corer* di 19.5 cm di diametro.

Sono stati identificati al livello di specie, sia nei contenuti stomacali delle triglie che nei campioni del benthos, solamente molluschi e policheti, che da un precedente studio nella stessa area risultavano le prede dominanti nella dieta di *M. barbatus* (Badalamenti *et al.*, 1993). Per le elaborazione dei dati state utiliz-

zate le medie annuali. Per ciascuna categoria di preda sono state calcolate frequenza (F%), numero (N%) e peso (P%) percentuali.

La selettività alimentare è stata calcolata con l'indice lineare di Strauss (Unger & Lewis, 1983), $L_i = r_i - p_i$ dove L_i è l'indice lineare di selettività alimentare per la preda *i* ed r_i e p_i rappresentano la proporzione in numero della preda *i* rispettivamente nella dieta e nell'ambiente. L'indice fornisce valori compresi fra 1 e -1. I valori positivi indicano selezione verso una certa preda, quelli negativi rifiuto (selezione contro).

Quello di Strauss è considerato uno dei più sensibili indici di selettività alimentare. Inoltre a partire dalla varianza di L_i e dal numero di gradi di libertà è possibile testare i valori di L_i verso Ho (in questo lavoro Ho = 0) (Bakus, 1990).

Tabella 1 - Valori dell'indice L_i di selettività alimentare di Strauss. r_i =proporzione di ogni preda negli stomaci, p_i = proporzione di ogni preda nell'ambiente. Per i valori di P_i, * include: *Chone* sp., C. *collaris, C. duneri, Euchone rosea* e *Jasmineira caudata;* ** include: *Scoloplos armiger* e *Scolaricia typica;* *** include: *Aricidea catherinae, A. cerruti, A. claudiae* e *A. capensis-bansei;* **** include: *Heteromastus filiformis, Notomastus latericeus, Capitomastus minimus* e *Mediomastus capensis;* ***** include: *Pista unibranchia.* ° include: *Donax semistriatus, D. trunculus* e *D. venustus;* °° include: *Timoclea ovata, Dosinia lupinus* e *Venus casina;* °°° include: *Tellina* sp. e *T. distorta.* + = selezione significativa; - = rifiuto significativo; ns = non significativo.

Strauss linear food selection index (L_i). r_i = proportion of food item in gut; p_i = proportion of food item in the environment . For the P_i values, * includes: *Chone* sp., *C. collaris, C. duneri, Euchone rosea* e *Jasmineira caudata;* ** includes: *Scoloplos armiger* e *Scolaricia typica;* *** includes: *Aricidea catherinae, A. cerruti, A. claudiae* e *A. capensis-bansei;* **** includes: *Heteromastus filiformis, Notomastus latericeus, Capitomastus minimus* e *Mediomastus capensis;* ***** includes: *Pista unibranchia.* ° includes: *Donax semistriatus, D. trunculus* e *D. venustus;* °° includes: *Timoclea ovata, Dosinia lupinus* e *Venus casina;* °°° includes: *Tellina* sp. e *T. distorta.* + = significant selection; - = significant avversion to food item; ns = non significant.

	r_i	p_i	L_i			r_i	p_i	L_i	
Sigalion squamatum	0,207	0,009	0,197	+	*Solemya togata*	0,028	_	0,028	ns
*Fabricinae**	0,063	0,018	0,044	ns	*Donax* spp.°	0,019	0,013	0,005	ns
*Orbiniidae***	0,059	0,015	0,044	ns	*Bivalvia* ind.	0,016	0,001	0,015	ns
Paradoneis armata	0,056	0,006	0,050	ns	*Veneridae* °°	0,009	0,019	-0,010	ns
Eunice vittata	0,041	0,001	0,040	ns	*Tellina tenuis*	0,006	0,031	-0,024	ns
Nephtys hombergi	0,022	0,012	0,010	ns	*Mactra stultorum*	0,003	0,000	0,003	ns
Aricidea spp.***	0,019	0,052	-0,033	ns	*Tellina pulchella*	0,003	0,002	0,001	ns
Goniada maculata	0,019	0,001	0,017	ns	*Tellina nitida*	0,003	0,002	0,001	ns
Capitellidae ind.****	0,019	0,033	-0,014	ns	*Tellinidae* ind.°°°	0,003	0,011	-0,008	ns
Onuphis eremita	0,019	0,003	0,016	ns	Altri Bivalvi (17 taxa)	_	0,252	_	
Polynoidae	0,016	_	_	ns	**TOTALE BIVALVI**	0,091	0,332	-0,284	-
Marphysa belli	0,016	0,001	0,015	ns	**ALTRI MOLLUSCHI**	_	0,089	_	
Melinna palmata	0,013	0,000	0,012	ns	**ISOPODI**	0,004	0,003	0,001	ns
Aponuphis bilineata	0,013	0,002	0,010	ns	**DECAPODI**	0,021	0,006	0,015	ns
Polychaeta ind.	0,009	_	_	ns	**ECHINODERMI**	0,013	0,007	0,006	ns
Schroederella laubieri	0,009	0,006	0,003	ns	**ANFIPODI**	0,203	0,049	0,153	+
Terebellidae *****	0,006	0,000	0,006	ns	**TANAIDACEI**	0,028	0,228	-0,200	-
Lumbrineris impatiens	0,006	0,007	-0,001	ns	**PESCI**	0,018	0,000	0,018	ns
Lumbrineriopsis paradoxa	0,003	0,002	0,001	ns	**NEMERTINI**	_	0,002	_	
Eulalia tripunctata	0,003	0,000	0,003	ns	**MISIDACEI**	_	0,003	_	
Glycera rouxi	0,003	0,007	-0,004	ns	**CUMACEI**	_	0,005	_	
Magellona rosea	0,003	0,047	-0,044	ns					
Altri Policheti (25 taxa)	_	0,050	_	ns					
TOTALE POLICHETI	0,623	0,275	0,348	+					

Risultati

I risultati ottenuti confermano la preferenza alimentare della triglia di fango per policheti (F% = 86; N% = 62; P% = 59) e bivalvi (F% = 25; N% = 9; P% = 20).

Tutte le prede ritrovate nei contenuti stomacali sono state anche rinvenute nel benthos ad eccezione di *Solemya togata* e dei pesci. Il 56% delle specie di policheti ed il 40% delle specie di bivalvi rinvenuti nei campioni del benthos si ritrovano nei contenuti stomacali.

Policheti (L_i =0.348) ed anfipodi (L_i =0.153) risultano selezionati positivamente ($P<0.05$), bivalvi (L_i=-0.284) e tanaidacei (L_i=-0.200)sono significativamente scartati ($P<0.05$). Tutti gli altri gruppi non presentano valori di L_i significativamente diversi da zero e pertanto non risultano né selezionati né scartati (Tab. 1). Tra i policheti, *Sigalion squamatum* è l'unica specie attivamente selezionata ($P<0.05$), mentre le prede appartenenti ai bivalvi mostrano valori di L_i statisticamente non diversi da zero (Tab. 1).

Discussione e conclusioni

Lo spettro alimentare della triglia di fango è relativamente ampio, specialmente se si paragona con la disponibilità di prede nell'ambiente. Circa il 50% dei taxa appartenenti a policheti e bivalvi ritrovati nei campioni del benthos viene infatti predato dalla triglia. Solamente una preda, *S. squamatum,* risulta tuttavia attivamente selezionata.

Sebbene la dieta della triglia di fango sia costituita da poche categorie di prede preferenziali (Vassiliopoulou & Papacostantinou, 1993) e indichi bassi valori dell'ampiezza di nicchia trofica (Badalamenti *et al.*, 1993), i risultati di questa ricerca sulla selezione alimentare permettono di attribuire a questa specie il ruolo trofico di generalista. Le preferenze alimentari rispecchierebbero dunque più la specializzazione verso un habitat, (quello dei substrati mobili) piuttosto che verso una certa preda. Riconsiderare la triglia di fango come una specie con comportamento alimentare da generalista potrebbe contribuire a spiegare la crescita "esplosiva" osservata nel Golfo di Castellammare a seguito della chiusura della pesca a strascico.

Bibliografia

BADALAMENTI F., D'ANNA G., FAZIO G., GRISTINA M., LIPARI R. (1993) - Relazione trofiche fra quattro specie ittiche catturate su differenti substrati nel Golfo di Castellammare (Sicilia N/O). *Biologia Marina, Suppl. al Notiziario S.I.B.M.*, **1**: 145-150.

BAKUS G.J. (1990) - Quantitative ecology and Marine biology. A.A. Balkema eds. Rotterdam: 156 pp.

PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., PATTI B. (1996) - Divieto di pesca a strascico nel Golfo di Castellammare (Sicilia nord-occidentale): alcune considerazioni. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 200-204.

UNGER P. A., LEWIS W. M. JR. (1983) - Selective predation with respect to body size in a population of the fish *Xenomelaniris venezuelae* (Atherinidae), *Ecology* **64** (5): 1136-1144.

VASSILIOPOULOU V., PAPACOSTANTINOU C. (1993) - Feeding habits of red mullet (*Mullus barbatus*) in a gulf in western Greece. *Fishery Research*, **16**: 69-83.

Lavoro realizzato con il contributo del M.R.A.A.F.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 357-361

G. MAIMONE, A. PUGLISI, M. CAMPOLMI*, G. SARÀ**, A. MAZZOLA**

Istituto Talassografico C.N.R.- Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.
*Dip. Biol. Anim. Ecol. Mar., Univ. Messina, Italia.
** Dip. Biol. Anim., Univ. Palermo, Italia.

VARIAZIONI STAGIONALI DELLE COMUNITÀ FITOPLANCTONICHE IN RELAZIONE ALLE CARATTERISTICHE CHIMICO-FISICHE NELLO STAGNONE DI MARSALA (SICILIA OCCIDENTALE)

PHYTOPLANKTON SEASONAL DISTRIBUTION IN RELATIONSHIPS WITH THE PHYSICAL AND CHEMICAL CHARACTERISTICS IN THE STAGNONE OF MARSALA (WESTERN SICILY)

Abstract

Phytoplankton community structure was investigated in relation to chlorophyll a *and dissolved nutrient concentrations in a semi-enclosed marine system (South Mediterranean Sea). The area was characterized by oligo-mesotrophic condition. No qualitative differences were observed in the phytoplankton taxonomic composition between the inner and marine area confirming the marine features of the Stagnone.*

Key-words: phytoplankton, seasonal distribution, physical and chemical parameters, brackish environment.

Introduzione

Le aree lagunari costiere del basso Mediterraneo sono caratterizzate da scarsi apporti terrigeno-continentali, limitate ampiezze di marea e da un'elevata variabilità del comparto abiotico dovuta a fattori idrodinamici associati principalmente alla componente eolica (Allen e Nichols, 1981).

Lo Stagnone di Marsala è un sistema costiero che copre una superficie di circa 20 km^2 e con una profondità media di 1 m. Le peculiari condizioni meteoclimatiche, i flussi di marea, l'idrodinamismo indotto dai venti e le particolari caratteristiche geomorfologiche, ne fanno un biotopo guida dell'area mediterranea. (Riggio e Chemello, 1992). Il presente studio esamina in via preliminare le variazioni stagionali del fitoplancton e le possibili interazioni con i principali parametri chimici e fisici, allo scopo di valutare lo stato trofico dell'area.

Materiali e metodi

Campioni d'acqua superficiali sono stati raccolti con cadenza stagionale nello Stagnone di Marsala (26/1/96; 23/4/96; 30/7/96; 10/11/96). I prelievi sono stati effettuati in quattro stazioni, due in corrispondenza delle bocche nord e sud (esterne allo Stagnone) e due nell'area più interna (Fig. 1). Temperatura e salinità sono state misurate con una sonda multiparametrica (Hydrolab, Inc.). Le concentrazioni di ammoniaca, nitrati, nitriti e ortofosfati sono state determinate secondo le metodiche riportate in Innamorati *et al.* (1990), clorofilla *a* secondo Lorenzen e Jeffrey (1980) e fitoplancton secondo Utermöhl (1958).

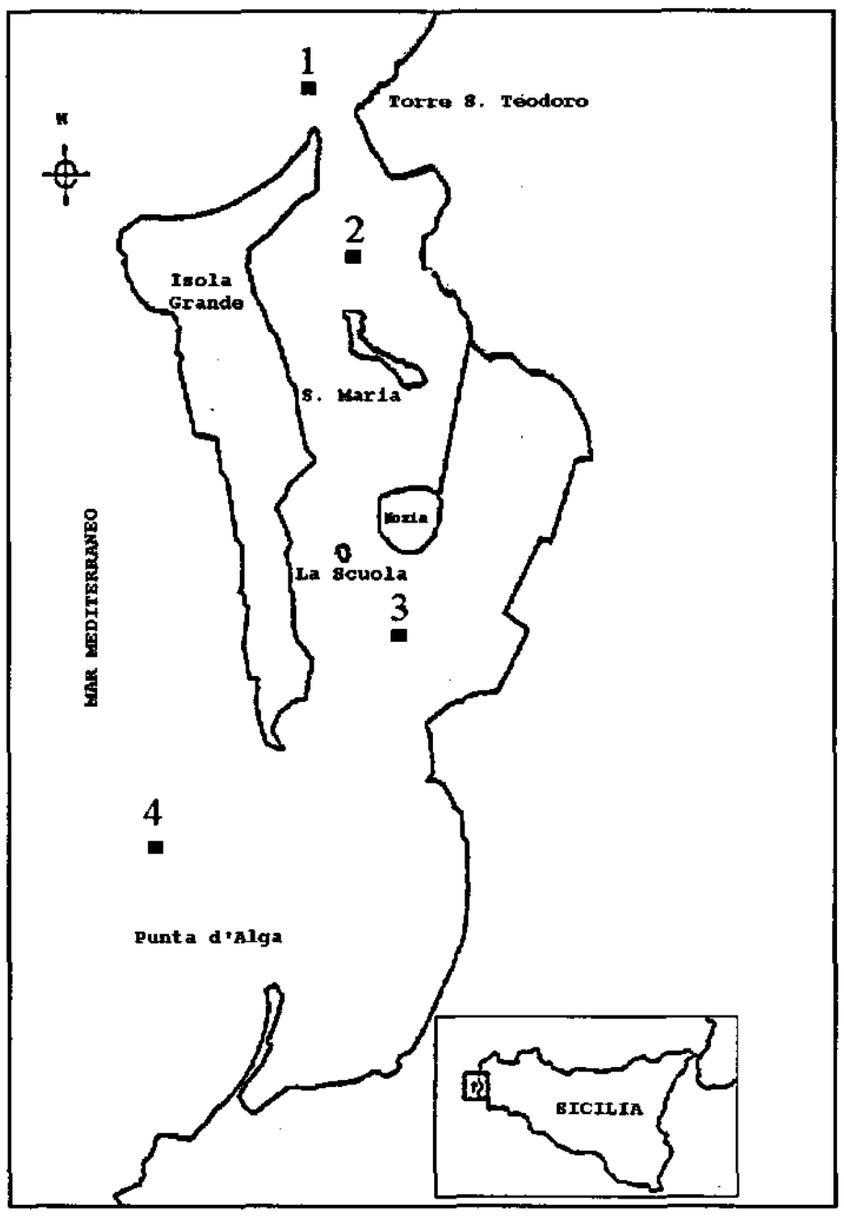


Fig. 1 - Stagnone di Marsala: ubicazione delle stazioni di campionamento.
Stagnone of Marsala: location of sampling stations.

Risultati

I valori di temperatura e salinità hanno presentato un range rispettivamente di 13-28,5 °C e 33-46,9 ppt.

I valori di azoto inorganico disciolto ($N\text{-}NH_3$ + $N\text{-}NO_2$ + $N\text{-}NO_3$ = DIN), rappresentati quasi esclusivamente dai nitrati, sono risultati più elevati nel periodo invernale con un valore medio di 5 µM l^{-1} (Fig. 2). Al contrario, la concentrazione del fosforo è risultata molto bassa o addirittura non misurabile, evidenziando un forte sbilanciamento del rapporto N/P. Le concentrazioni di

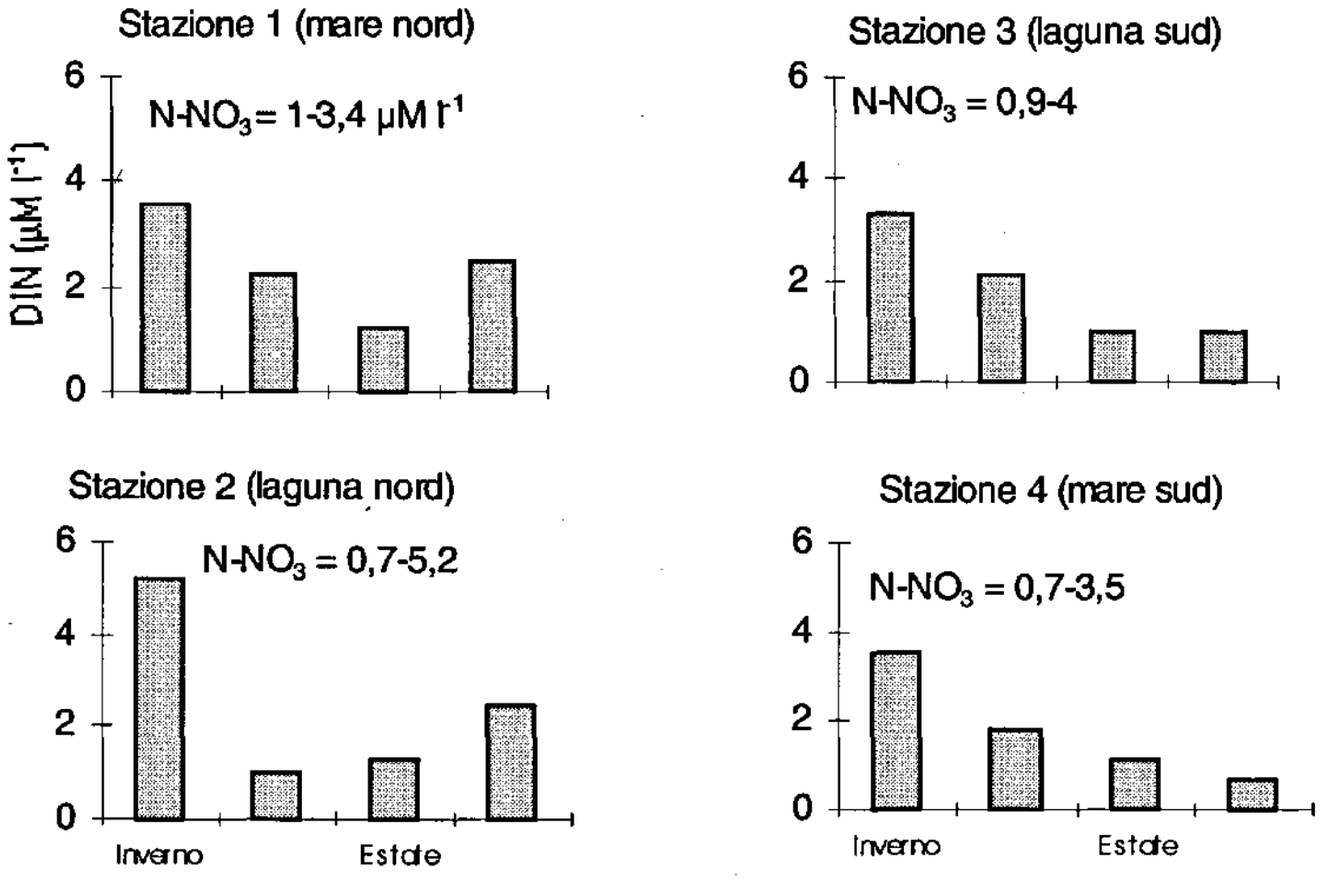


Fig. 2 - Distribuzione delle concentrazioni di azoto inorganico disciolto (DIN).
Distribution of dissolved inorganic nitrogen (DIN).

clorofilla *a* sono risultate relativamente basse, con l'eccezione di un massimo (0,9 μg l^{-1}) osservato nel periodo autunnale alla stazione posta a sud della laguna (Fig. 3).

Gli andamenti stagionali delle densità fitoplanctoniche hanno mostrato un picco primaverile, mentre negli altri periodi dell'anno si sono registrate concentrazioni più contenute (Fig. 3). La comunità fitoplanctonica, è stata caratterizzata dai Fitoflagellati, gruppo atipico, che è risultato sempre dominante, con un'incidenza media del 60%. Le Diatomee hanno manifestato una presenza costante nel corso

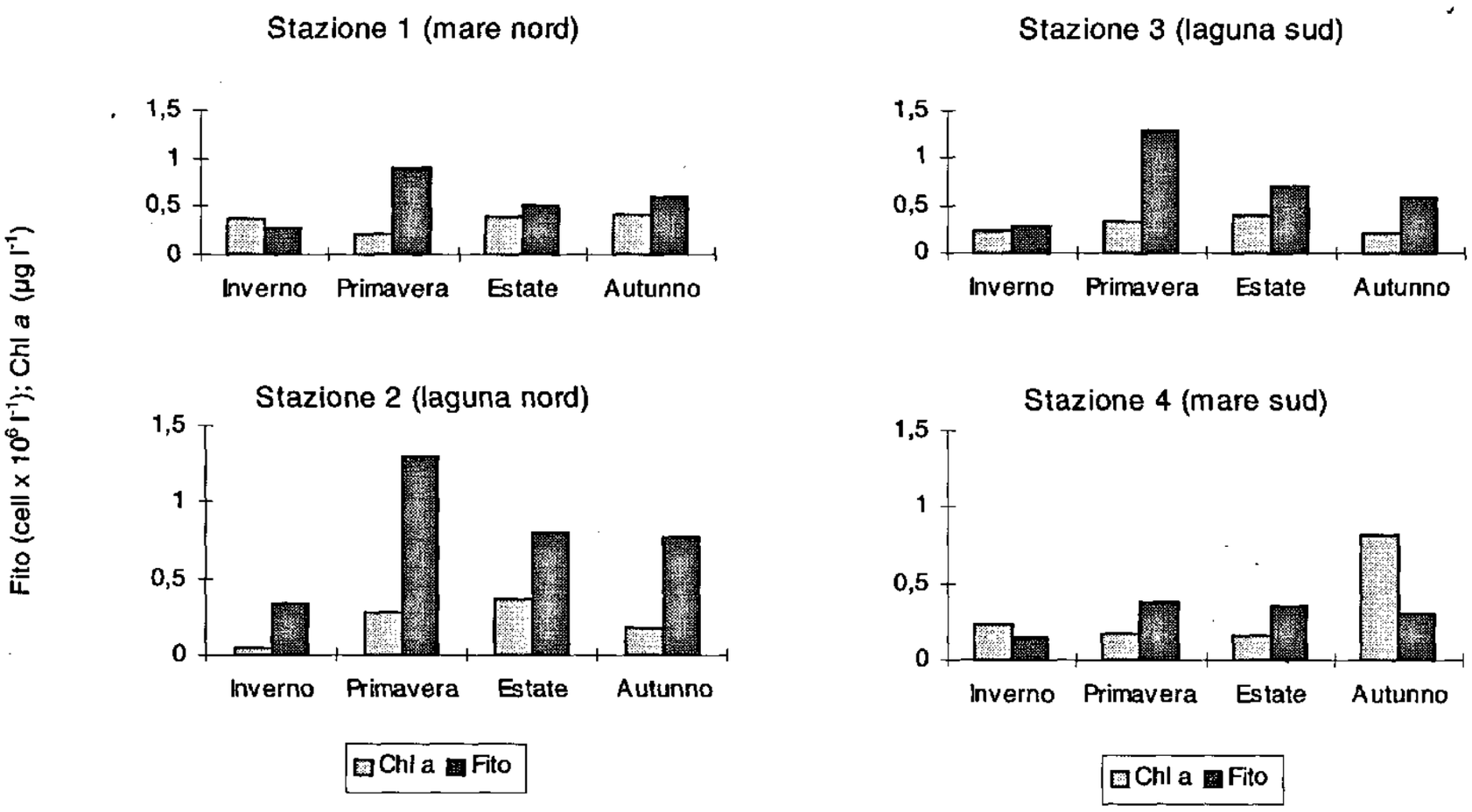


Fig. 3 - Distribuzione delle densità fitoplanctoniche e delle concentrazioni di clorofilla *a*. Distribution of phytoplankton densities and chlorophyll *a* concentrations.

dell'anno, in aumento dall'inverno (13% del totale di fitoplanctonti) all'autunno (23%). Le forme pennate, così come riscontrato in altri bacini salmastri (Tolomio, 1978, 1983-84), hanno generalmente predominato rispetto alle centriche, soprattutto con il genere *Navicula*. Inoltre, è risultata diffusa anche la componente ticopelagica, caratterizzata da *Cocconeis scutellum* Ehrenberg, *Amphora* sp., *Licmophora* sp., *Nitzschia* sp. (Andreoli *et al.*, 1988). Le Dinoficee hanno mostrato un maggiore incremento nel periodo estivo in corrispondenza delle temperature più alte (max 28,5 °C), allorché raggiungono il 16% del numero totale di cellule (Fig. 4). Tuttavia, le forme più euriterme, sono state riscontrate con una certa continuità anche in autunno e nel periodo invernale: *Prorocentrum micans* Ehrenberg, *Prorocentrum scutellum* Schröder, *Protoperidinium diabolum* (Cleve) Balech, *Protoperidinium granii* (Ostenfeld) Balech, *Scrippsiella trochoidea* (Stein) Loeblich. Infine le Cianoficee coccoidi, assenti in inverno, sono comparse nel periodo primaverile in corrispondenza di un incremento della temperatura (max 16,7 °C).

Discussione e conclusioni

I dati ottenuti, pur se poco rappresentativi del reale andamento annuale, hanno messo in evidenza fluttuazioni dell'abbondanza fitoplanctonica in funzione della stagione, con l'instaurarsi di fioriture primaverili e minimi invernali. L'analisi della

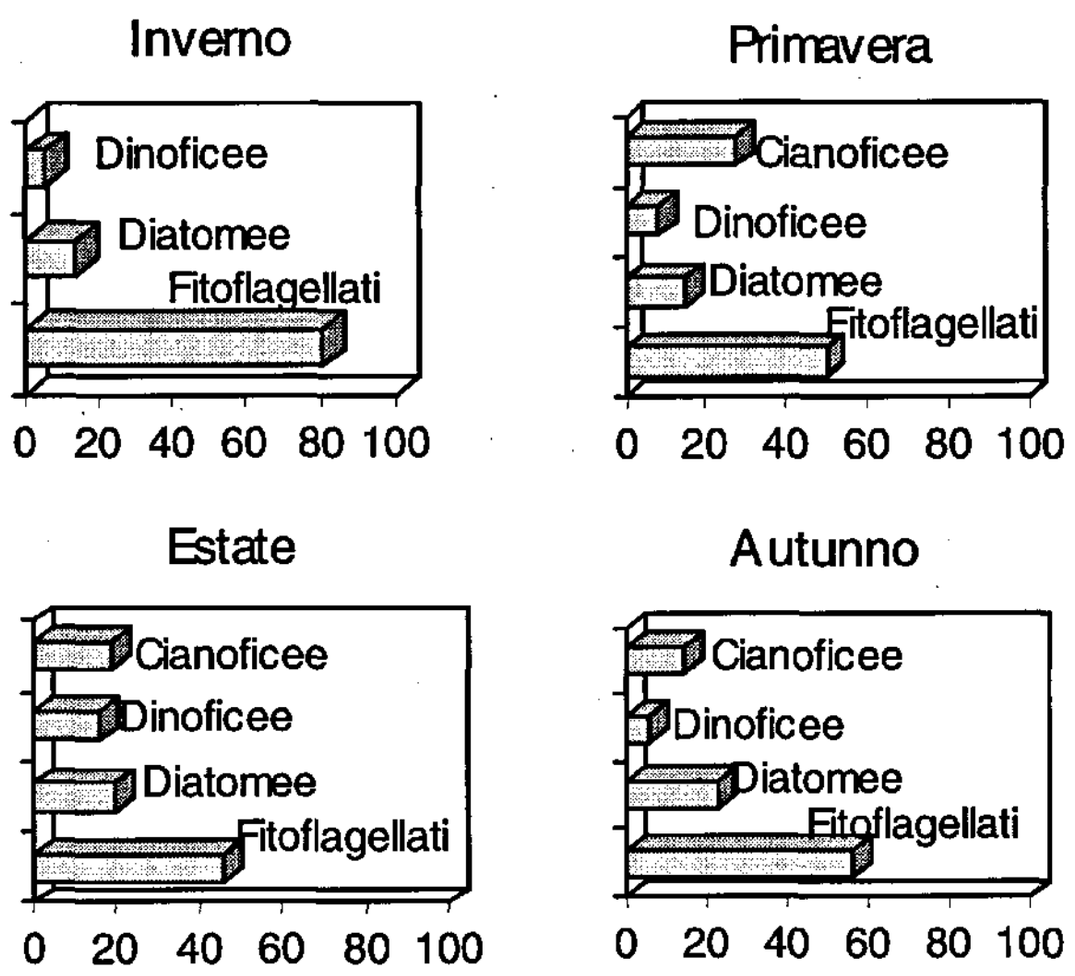


Fig. 4 - Composizione media percentuale delle biocenosi fitoplanctoniche. Percentage mean composition of phytoplankton communities.

distribuzione del numero di cellule e della quantità di clorofilla *a* ha evidenziato differenze quantitative tra le stazioni interne e quelle esterne. Queste ultime hanno presentato valori minori di abbondanza fitoplanctonica e più elevati di clorofilla *a*. L'andamento opposto potrebbe essere spiegato con lo stato fisiologico delle popolazioni, in particolare durante il periodo autunnale, con un diverso rapporto C/Chl *a*. Da un punto di vista qualitativo, la struttura delle comunità fitoplanctoniche nelle stazioni interne non sembra differenziarsi da quella dell'area antistante a conferma delle caratteristiche non prettamente lagunari dello Stagnone di Marsala (Pusceddu *et al.*, 1997).

Le basse concentrazioni dei nutrienti confermano le caratteristiche oligotrofiche dell'area. I massimi valori di DIN sono stati riscontrati in inverno, quando la temperatura più fredda e la ridotta intensità luminosa possono rallentare i processi fotosintetici e diminuire la richiesta di sali di azoto. Non è da escludere anche l'attività mineralizzante degli ammonificanti, denitrificanti e dei batteri proteolitici (Genovese, 1969), che possono intervenire in modo determinante sulle concentrazioni delle diverse specie di azoto inorganico (Magazzù, 1977). Infine, la scarsa disponibilità di fosforo e il conseguente squilibrio del rapporto N/P (> 25: Sammarco, 1995), potrebbero limitare lo sviluppo del fitoplancton come si verifica generalmente in acque oligo-mesotrofiche.

Bibliografia

ALLEN G., NICHOLS M. (1981) - Suspended sediment transport in coastal lagoons and estuaries. *Unesco Technical Papers in Marine Science*, **33**: 27-80.

ANDREOLI C., TOLOMIO C., BORTOLOTTO M., MONTANARI M. (1988) - Cycle annuel du phytoplancton dans une saline Sicilienne. *Rapp. Comm. int. Mer Medit.*, **31** (2): 60.

INNAMORATI M., FERRARI I., MARINO D., RIBERA D'ALCALA' M. (ed.) (1990) - Metodi nell'ecologia del plancton marino. *Nova Thalassia*, **11**: 372 pp.

GENOVESE G. (1969) - Données écologiques sur le "Stagnone de Marsala" (Sicile occidentale) *Rapp. Comm. int. Mer. Médit.*, **19**: 823-826.

LORENZEN C., JEFFREY J. (1980) - Determination of chlorophyll in sea water. *UNESCO Tech. Pap. Mar. Sci.*, **35**: 1-20.

MAGAZZU' G. (1977) - Usefulness of the Marsala Lagoon for aquacolture. I. Nutrients and primary production. *Rapp. Comm. int. Mer. Médit.*, **24**: 81-82.

PUSCEDDU A., SARA' G., MAZZOLA A., FABIANO M. (1997) - Relationships between suspended and sediment organic matter in a semi-enclosed marine system: the Stagnone di Marsala sound (Western Sicily). *Water, Air and Soil Pollution*, **99**: 343-352.

RIGGIO S., CHEMELLO R. (1992) - The role of coastal lagoons in the emerging and segregation of new marine taxa: evidence from the Stagnone di Marsala Sound (Sicily). *Bull. Inst. Oceanogr., Monaco*, **9**: 1-19.

SAMMARCO P. (1995) - Ciclo annuale dei rapporti produzione/biomassa (P/B) e azoto/fosforo nello stagno di Acquatina. Tesi di Laurea, Univ. di Lecce, Anno Accademico 94-95.

TOLOMIO C. (1978) - Catalogo delle Diatomee e delle Peridinee più significative segnalate nelle acque salmastre italiane. *Mem. Biol. Mar. Ocean.*, **8**: 129-150.

TOLOMIO C. (1983-84) - Struttura delle comunità a microalghe planctoniche nelle acque mixoaline del Mare Adriatico. *Nova Thalassia*, **6**: 165-183.

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

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 362-364

M.P. MIGLIETTA, F. DENITTO, L. DELLA TOMMASA, P. PAGLIARA, C. GRAVILI

Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Lecce,
Via Prov.le Lecce-Monteroni - 73100 Lecce, Italia.

ETOLOGIA DEGLI IDROIDI: ANDARE A CACCIA SENZA MUOVERSI

HYDROID ETHOLOGY: HUNTING WITHOUT MOVING

Abstract

The ethology of lower invertebrates is still poorly known. Hydroid hunting behaviour has been studied using a videocamera, allowing the identification of three feeding strategies: active, passive, random.

Key-words: Hydrozoa, ethology, feeding.

Introduzione

Gli idroidi sono comunemente considerati filtratori passivi che catturano prede che entrano in contatto con i loro tentacoli armati di nematocisti. Sono state prese in considerazione varie specie di idroidi, in modo da definirne le modalità di comportamento relative alle strategie di cattura.

Materiali e metodi

Colonie di ventuno specie di idroidi sono state allevate in laboratorio in acquari di 500 ml, mantenuti alla temperatura riscontrata in Mar Ionio nel momento delle osservazioni. *Artemia franciscana* è stata impiegata come fonte di alimento. Le modalità di cattura sono state documentate con l'ausilio di una videocamera montata su stereo microscopio.

Risultati e discussione

Le specie esaminate sono risultate molto diverse nell'abilità nel cacciare la preda, nelle modalità di ingestione, digestione ed egestione, e nella risposta a stimoli esterni.

Sono state individuate tre differenti strategie di cattura di prede: passiva, attiva (suddivisa in caccia e filtrazione) e per tentativi casuali.

La strategia passiva prevede che la cattura avvenga per impatto casuale tra i tentacoli e la preda; questa strategia è tipica di polipi dotati di numerosi tentacoli distesi nel mezzo che definiscono così un ampio spazio alimentare. Ne sono un esempio *Ectopleura wrighti* (fig. 1A) (Miglietta, 1996), *Aglaophenia octodonta* (Huges e Henderson, 1989; Della Tommasa, 1996; Denitto, 1996) e *Obelia dichotoma* (Hunter, 1989; Denitto, 1996).

La strategia di caccia attiva è adottata dai polipi muniti di stereociglia sensibili alle onde prodotte da prede in movimento nelle loro vicinanze (Josephson, 1960; Tardent e Schmid, 1972); ciò consente ai polipi di piegarsi attivamente verso la sorgente dello stimolo e di catturare la preda con le nematocisti tentacolari. A questo gruppo appartengono idroidi capitati come *Cladonema radiatum* (fig. 1B) (Rees, 1979) e *Coryne producta* (Miglietta, 1996; Orlov, 1996).

Sono filtratori attivi gli idroidi a colonia pennata quali *Aglaophenia* (fig. 1C) che, tramite pulsazioni ritmiche dell'idrante, convogliano attivamente nell'enteron gli organismi sospesi nell'acqua (Della Tommasa, 1996; Denitto, 1996).

La strategia per tentativi casuali è stata, al momento, individuata solo in *Dipurena halterata* (fig. 1D) il cui polipo mostra un continuo movimento oscillatorio in tutte le direzioni. I polipi non nutriti oscillano in modo apparentemente casuale, ma è dimostrato sperimentalmente che *Dipurena halterata* è in grado di sentire le vibrazioni nel mezzo e di ripiegarsi verso di esse (Miglietta, 1996).

L'alimentazione di tipo passivo non è la sola strategia di presa dell'alimento adottata dagli idroidi. Molte specie sono in grado di elaborare modalità più complesse di cattura che consentono di cacciare in uno spazio superiore a quello esplorato dai tentacoli. Queste modalità possono essere ulteriormente modificate, sino ad arrivare a strette interazioni simbiotiche con comportamenti fortemente modificati (Boero e Hewitt, 1992; Piraino *et al.*, 1992).

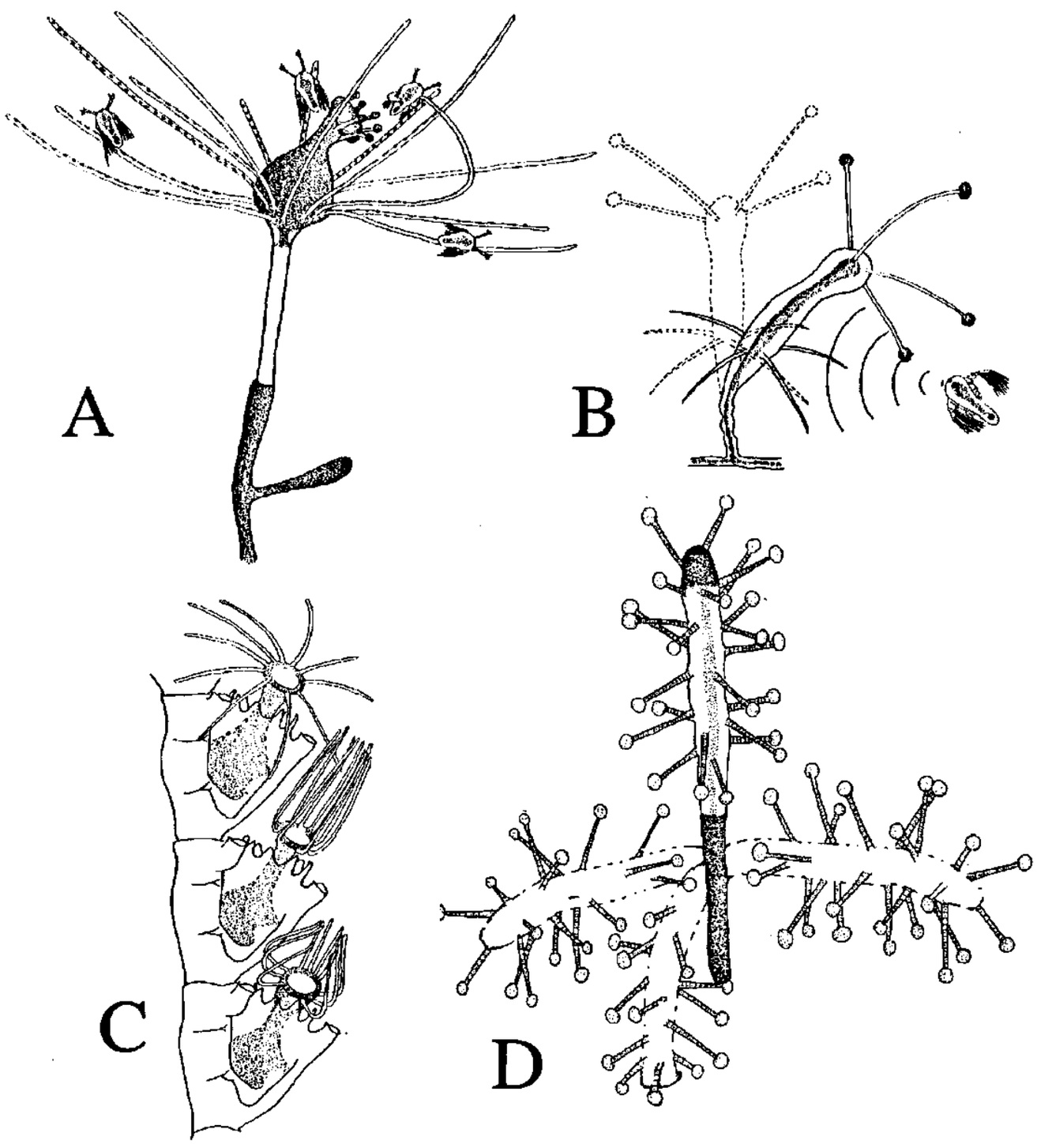


Fig. 1 - Schemi comportamentali di presa dell'alimento in diverse specie di idroidi. A: *Ectopleura wrighti*, filtrazione passiva; B: *Cladonema radiatum*, caccia attiva; C: *Aglaophenia octodonta*, filtrazione attiva; D: *Dipurena halterata*, tentativi casuali.

Feed hunting behaviour in different hydroid species. A: *Ectopleura wrighti*, passive filtration; B: *Cladonema radiatum*, active hunting; C: *Aglaophenia octodonta*, active filtration; D: *Dipurena halterata*, random attempts.

Bibliografia

BOERO F., HEWITT C. (1992) - A hydrozoan, *Zanclella bryozoophila* n.g., n.sp. (Zancleidae), symbiotic with a bryozoan. *Can. J. Zool.*, **70**: 1645-1651.

DELLA TOMMASA L. (1996) - Allevamento e alimentazione di idroidi coloniali del genere *Aglaophenia* (Aglaophenidae, Hydrozoa). Tesi di laurea Univ. degli Studi di Lecce: 168 pp.

DENITTO F. (1996) - Etologia alimentare e cicli vitali di alcune specie di Hydroidomedusae: Anthomedusae/Filifera e Leptomedusae (Hydrozoa). Tesi di laurea - Univ. degli Studi di Lecce: 176 pp.

HUGHES R.G., HENDERSON D.H.J. (1989) - Morphological adaptations of *Aglaophenia harpago* (Hydrozoa: Plumulariidae) enhance feeding efficiency. *J. mar. biol. Ass. UK*, **69** (1): 17-25.

HUNTER T. (1989) - Suspension feeding in oscillating flow: the effect of colony morphology and flow regime on plankton capture by the hydroid *Obelia longissima*. *Biol. Bull.*, **176**: 41-49.

JOSEPHSON R.K. (1960) - Sensitivity of the hydroid *Syncoryne mirabilis* to water-borne mechanical disturbances. *Anat. Rec.*, **137**: 368.

MIGLIETTA M.P. (1996) - Etologia alimentare e cicli vitali di alcune specie di Hydroidomedusae (Capitata, Anthomedusae, Hydrozoa). Tesi di laurea - Univ. degli Studi di Lecce: 158 pp.

ORLOV D. (1996) - Observations on the White Sea hydroids, *Sarsia producta* (Wright, 1858) (Hydrozoa: Athecata). *Sarsia*, **81**: 329-338.

PIRAINO F., BOUILLON J., BOERO F. (1992) - *Halocoryne epizoica* (Cnidaria, Hydrozoa), a hydroid that bites. In: J. Bouillon, F. Boero, F. Cicogna, J.M. Gili & R. G. Hughes (Eds) "Aspects of Hydrozoan Biology". *Sci. Mar.*, **56** (2-3): 141-147.

REES J. T. (1979) - The polyp and immature stages of *Cladonema californicum* (Hyman, 1947) (Anthomedusae: Cladonematidae) with biological notes and discussion of the taxonomy of the genus *Cladonema*. *J. nat. Hist.*, **13**: 295-302.

TARDENT P., SCHMID V. (1972) - Ultrastructure of mechanoreceptors of the polyp *Coryne pintneri* (Hydrozoa, Athecata). *Exp. Cell. Res*, **72**: 265-275.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 365-366

A.C. PATI, G. BELMONTE, G. FANELLI*, A. GIANGRANDE, C. GRAVILI,
O. D. SARACINO*, F. BOERO

Dipartimento di Biologia e Stazione di Biologia Marina, Università di Lecce - 73100 Lecce, Italy.
*Istituto Sperimentale Talassografico C.N.R. "A. Cerruti", Via Roma 3 - 74100 Taranto, Italy.

INTERKINGDOM CONVERGENCE IN THE ARCHITECTURE OF ASEXUAL PROPAGULES

CONVERGENZE TRA REGNI NELL'ARCHITETTURA DI PROPAGULI ASESSUALI

Abstract

High numbers of propagules of colonial organisms were collected from the water column with sediment traps. A major role of fragmentation is suggested in both dispersal of clonal organisms and in colonization patterns and processes on hard bottoms. Specialized asexual propagules have a strikingly similar architecture in both algae and clonal benthic invertebrates (a central body with radiating projections), indicating a case of interkingdom morphological convergence.

Key-words: supply-side ecology, asexual reproduction, specialized propagules, interkingdom convergenc, clonal organisms, subtidal.

Introduction

Supply-side ecology proposed life cycle patterns as an important factor in the establishment and persistence of benthic communities (Gaines & Roughgarden, 1985). This concept stemmed from studies on individual organisms such as barnacles, dominating intertidal rocky shores, whose main dispersal morphs are larvae deriving from sexual reproduction. Dispersal of modular organisms, however, occurs through both sexual (e.g. seeds, zygotes, embryos, larvae) and asexual propagules (e.g. spores and fragments) (Jackson, 1986). Fragmentation can be the result of accidental break-off of colony parts, but it can also lead to specialized asexual propagules, which can be either "residential" (i. e. remaining nearby the parent colony) or "dispersive" (i. e. being transported away by currents). A vast literature is available on the production of asexual propagules by single hard-bottom species, but multispecies quantification of propagule production, to our knowledge, has never been attempted. This study, thus, is a first contribution to field measurements of asexual propagule fluxes.

Material and methods

Propagules were collected along a shallow coast of Apulia (Porto Cesareo and Santa Caterina: Ionian coast of Salento Peninsula, Mediterranean Sea) from June 1993 to July 1994 by placing plankton traps, built according to Yund *et al.* (1991).

Results

Only the 19.2% of total collected propagules were sexual, the remaining 80.8% being asexual. The recorded flow of asexual forms was 698 items dm^{-2} day^{-1}, on average, with a wide diversity, comprising brown and red algae, sponges, hydroids,

bryozoans, ascidians. Many asexual propagules were simple pieces, originated by fragmentation of benthic thalli or colonies. Both algae and animals of the above mentioned groups, however, were also represented by specialized structures, having an architecture enabling both increased flotation and optimal settling position. This is achieved with a body plan shared by both sessile algae and animals: a central body with radiating projections. Sponges were found to produce also spherical asexual propagules, able to roll over the bottom. The flux of asexual propagules was almost constant throughout the investigated one-year period.

Discussion and conclusions

These preliminary observations suggest a major role of fragmentation in both dispersal and colonization patterns and processes of subtidal clonal organism. This way of propagation is precluded to individual forms, dominating soft bottoms and intertidal rocky bottoms, representing a sharp trademark of subtidal rocky habitats. Such fragments are usually considered as "detritus" and are overlooked in most ecological studies, with loss of important information in life history studies. Asexual propagules, in fact, can possibly be responsible for major colonization events, ensuring a constant supply of new colonies to benthic communities, unlinked to larval production. This should have a sharp influence on the genetic structure of local populations, suggesting a minor role for larvae in colonization processes and leaving to larval morphs the sole role of periodically introducing a certain amount of genetic variation through sexual reproduction.

References

GAINES S., ROUGHGARDEN J. (1985) - Larval settlement rate: a leading determinant of structure in an ecological community of the marine intertidal zone. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **82**: 3707-3711.

JACKSON J. B. C. (1986) - Modes of dispersal of clonal benthic invertebrates: consequences for species' distributions and genetic structure of local populations. *Bulletin of Marine Science*, **39** (2): 588-606.

YUND P. O., GAINES S. D, BERTNESS M. D. (1991) - Cylindrical tube traps for larval sampling. *Limnology and Oceanography*, **36** (6): 1167-1177.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 367-370

P. Pepe, F. Badalamenti*, G. D'Anna*

S.T.E.NELL.A. Studio Tecnico di Ecologia Nell'Ambiente, Via R. Montuoro, 5
90145 Palermo, Italia.
*I.T.P.P. Laboratorio di Biologia Marina, Castellammare del Golfo, Trapani, Italia.

ABITUDINI ALIMENTARI DI *DIPLODUS SARGUS* NELL'AREA DELLE STRUTTURE ARTIFICIALI DI ALCAMO MARINA (GOLFO DI CASTELLAMMARE, SICILIA NORD-OCCIDENTALE)

FEEDING HABITS OF *DIPLODUS SARGUS* IN THE ARTIFICIAL REEF AREA OF ALCAMO MARINA (GULF OF CASTELLAMMARE, NORTH-WESTERN SICILY)

Abstract

The feeding habits of Diplodus sargus *(Pisces: Sparidae) collected in the artificial reef area of Alcamo Marina in NW-Sicily were investigated.* D. sargus *is an omnivorous species.* Cymodocea nodosa, *algae, gastropoda, echinodermata and decapoda are the most important prey items.*

Key-words: artificial reef, *Diplodus sargus*, feeding habits.

Introduzione

Il sarago maggiore, *Diplodus sargus,* insieme ai congeneri *D. vulgaris* e *D. annularis* è una delle specie ittiche pregiate più frequenti nella barriera artificiale di Alcamo Marina. Studi precedenti (Badalamenti *et al.*, 1993; Pepe *et al.*, 1996) hanno dimostrato un legame trofico tra *D. vulgaris*, *D. annularis* ed il popolamento bentonico della barriera. La conoscenza del comportamento alimentare di *D. sargus* contribuisce a chiarire ulteriormente il ruolo delle barriere artificiali nel Golfo di Castellammare.

Materiali e metodi

Sono stati esaminati gli stomaci di 97 individui ($\overline{LT}$=195 mm ± 24.3) catturati mensilmente con il palangrese, nel corso di un anno. Le pescate sono state effettuate durante le ore notturne, calando l'attrezzo subito dopo il tramonto e salpandolo dopo circa tre ore. Gli individui catturati sono stati narcotizzati ed eviscerati a bordo. In laboratorio sono stati pesati i contenuti stomacali, è stato calcolato il coefficiente di vacuità e sono state suddivise le prede nei seguenti taxa: alghe, *Cymodocea nodosa*, briozoi, bivalvi, gasteropodi, decapodi, isopodi, tanaidacei, policheti, echinodermi e osteitti. Per ciascuna categoria di preda sono stati calcolati, su base stagionale, i valori di frequenza (*F%*), numero (*N%*) e peso (*P%*) percentuali. Per l'interpretazione delle preferenze alimentari è stato calcolato l'indice alimentare (*IA*) (Rosecchi e Nouaze, 1987) classificando le prede in: dominanti, essenziali, non trascurabili e secondarie. Questo indice, calcolato sulla base dei valori di *F%* e *P%*, è stato scelto per poter includere i vegetali nella classificazione delle prede.

Molluschi e policheti sono stati identificati al livello di specie e, per ognuna di queste, è stata calcolata la *F%*.

Risultati

Il coefficiente di vacuità è risultato sempre molto basso (0 in inverno; 6.9 in primavera; 14 in estate; 5.4 in autunno) indicando che l'attività alimentare di *D. sargus* si svolge in maniera consistente di notte. Le prede con i valori più elevati dell'indice *IA* sono risultate: alghe, *C. nodosa*, bivalvi, gasteropodi ed echinodermi, anche se nessun taxon risulta mai preda dominante (Tab. 1). I gasteropodi sono la preda più numerosa in primavera (82%), estate (65%) ed autunno (45%), in inverno prevalgono invece i decapodi (18%).

Tab. 1 - Valori dell'indice alimentare (*IA*) delle prede e relativa classificazione (D=dominanti; E=essenziali; NT=non trascurabili; S=secondarie).
Feeding index (*IA*) values and prey classification (D=dominant; E=essential; NT=not very important; S=accessory).

PREDE	INVERNO		PRIMAVERA		ESTATE		AUTUNNO	
ALGHE	8.62	S	26.74	E	7.08	S	2.52	S
BIVALVI	1.83	S	2.52	S	1.93	S	14.49	NT
BRIOZOI	0.23	S	1.70	S	4.60	S	1.70	S
C. nodosa	4.34	S	0.69	S	2.62	S	22.22	NT
DECAPODI	3.70	S	6.16	S	1.42	S	0.92	S
ECHINODERMI	30.70	E	1.31	S	8.30	S	2.23	S
GASTEROPODI	0.05	S	5.52	S	7.45	S	3.04	S
ISOPODI	0.15	S	1.77	S	0.01	S	0.21	S
OSTEITTI	0.00		0.00		0.79	S	0.20	S
POLICHETI	0.21	S	0.08	S	0.04	S	0.89	S
TANAIDACEI	0.00		0.00		0.24	S	0.02	S

Il 56% del numero di specie di molluschi identificate ed il 67% di quelle di policheti appartengono a biocenosi di substrato mobile. Tra i policheti le specie più abbondanti sono risultate *Hyalinoecia tubicola* ed *Onuphys* sp., tra i molluschi *Bittium latreillii*, *Nassarius pygmaeus*, *Corbula gibba* e *Nucula nitidosa*. In Tabella 2 sono riportati i valori di *F%* per le specie predate con maggiore frequenza.

Tab. 2 - Valori di frequenza percentuale (*F%*) calcolati su base stagionale delle prede rinvenute più frequentemente.
Seasonal percentage frequency of occurrence (*F%*) of the most occurring prey species.

Frequenza %	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
Cymodocea nodosa	40.00	11.10	29.20	65.70
Bittium latreilli	0.00	18.52	29.17	0.00
Nassarius pygmaeus	0.00	11.10	16.67	20.00
Corbula gibba	0.00	11.10	0.00	48.57
Smaragdia viridis	0.00	0.00	0.00	22.86
Nucula nitidosa	40.00	0.00	0.00	14.29
Striarca lactea	20.00	0.00	16.67	11.43
Donax venustus	0.00	0.00	0.00	14.29

Discussione e conclusioni

La presenza di *D. sargus* nelle immediate vicinanze dei massi di calcestruzzo, è stata accertata nel corso di censimenti visivi effettuati nelle barriere artificiali di Alcamo Marina (Badalamenti e D'Anna, 1997).

Nell'area di studio, *D. sargus* è onnivoro e nella sua dieta è consistente la componente vegetale. Questo risultato concorda con studi precedenti sull'alimentazione di *D. sargus* effettuati in altre aree (Rosecchi e Nouaze, 1987; Sala e Ballesteros, 1997) che descrivono la specie come onnivora ed opportunista.

Nel popolamento bentonico dei massi in calcestruzzo dell'area delle strutture artificiali di Alcamo Marina la componente vegetale è quasi del tutto assente (Tumbiolo *et al.*, 1995). *Cymodocea nodosa*, la preda più frequente nei contenuti stomacali di *D. sargus*, risulta inoltre assente nel substrato mobile che circonda i manufatti. La pianta si ritrova invece sotto forma di prateria ad una distanza di circa venti metri dalla base dei substrati artificiali.

Da questi dati si può dedurre che *D. sargus*, nell'area dei substrati artificiali di Alcamo Marina, reperisce la componente vegetale necessaria alla sua dieta nella prateria di *C. nodosa*, effettuando spostamenti periodici di alcuni metri fra una zona di rifugio (i massi di calcestruzzo) e una zona di alimentazione (la prateria).

Per quanto riguarda la componente animale della dieta, fra le specie-preda che presentano le frequenze più elevate, *N. pygmaeus*, *C. gibba*, *Smaragdia viridis*, *N. nitidosa*, *Donax venustus,* sono caratteristiche della comunità di substrato mobile e non si ritrovano nel popolamento bentonico dei massi di calcestruzzo (Badalamenti e D'Anna, 1997); *B. latreillii* è ubiquista e si ritrova tanto nei massi della barriera artificiale (dove è la specie più abbondante) quanto nei substrati mobili che circondano la barriera e nel *Cymodocetum*; *S. lactea,* si ritrova esclusivamente nel popolamento di substrato duro dei massi.

Rispetto ai risultati ottenuti con simili indagini per le specie congeneri *D. annularis* (Badalamenti *et al.*, 1993) e *D. vulgaris (*Pepe *et al.*, 1996), l'alimentazione di *D. sargus* nell'area di studio risulta maggiormente dipendente dagli organismi bentonici di substrato mobile e meno legata a quelli del popolamento bentonico dei massi di calcestruzzo. Occorre tuttavia evidenziare che per la prima volta nella studio della dieta delle specie ittiche del popolamento della barriera di Alcamo Marina compare *B. latreillii*, specie dominante nel popolamento dei massi in calcestruzzo.

Dai dati in nostro possesso appare verosimile che tra le tre specie del genere *Diplodus* che si ritrovano nell'area delle strutture artificiali di Alcamo Marina vi sia una ripartizione delle risorse, e che da questa ripartizione possano derivare differenze di nicchia trofica e di uso dellσ spazio fra le tre specie. La verifica di questa ipotesi e lo studio degli spostamenti giornalieri delle tre specie, da effettuare con osservazioni dirette e con tecniche di marcatura, potrebbero costituire l'obiettivo di ulteriori studi sul genere *Diplodus* nell'area delle strutture artificiali di Alcamo Marina.

Bibliografia

BADALAMENTI F., D'ANNA G., FAZIO F., GRISTINA M., LIPARI R. (1993) - Relazioni trofiche tra quattro specie ittiche catturate su differenti substrati nel Golfo di Castellammare (Sicilia N/O). *Biologia Marina, Suppl. al Notiziario S.I.B.M.*, **1**: 145-150.

BADALAMENTI F., D'ANNA G. (1997) - Sperimentazione di un modulo pilota di maricoltura integrata in un'ipotesi di gestione della fascia costiera nel Golfo di Castellammare (Sicilia

occidentale): ruolo delle strutture artificiali nella rete trofica e nel reclutamento di forme giovanili. *Ministero Delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali. III Piano Triennale Della Pesca e Dell'Acquacoltura*: 91 pp., 61 figg., 50 tabb. 1 anesso.

PEPE P., BADALAMENTI F., D'ANNA G. (1996) - Abitudini alimentari di *Diplodus vulgaris* sulle strutture artificiali del golfo di Castellammare (Sicilia Nord-Occidentale) *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 514-515.

ROSECCHI E., NOUAZE Y. (1987) - Comparaison de cinq indices alimentaires utilisés dans l'analyse des contenus stomacaux. *Rev. Trav. Inst. Pèches marit.*, **49** (3 et 4): 111-123.

SALA E., BALLESTEROS E. (1997) - Partitioning of space and food resources by three fish of the genus *Diplodus* (Sparidae) in a Mediterranean rocky infralittoral ecosystem *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **152**: 273-283.

TUMBIOLO M. L., BADALAMENTI F., D'ANNA G., PATTI B. (1995) - Invertebrate biomass on an artificial reef in the southern- Tyrrhenian sea. International Conference on Ecological System Enhancement Technology for Aquatic Environments. *Japan International Marine Science and Technology Federation Publisher.*: 324-329.

Realizzato con fondi del M.R.A.A.F.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 371-372

R. SITRAN, F. RASSOULZADEGAN

Laboratoire d'Océanographie Biologique et Écologie du Plancton Marin URA-CNRS,
Station Zoologique, BP 28 - 06230 Villefranche-sur-Mer, France.

IMPACT OF NUTRIENT RICHNESS AND TURBULENCE ON THE STRUCTURE OF THE PLANKTONIC COMMUNITY INVESTIGATED BY THE MESCOCOSMS METHOD

EFFETTI DELLA TURBOLENZA E DELL'ARRICCHIMENTO IN NUTRIENTI SULLA STRUTTURA DELLE COMUNITA' PLANCTONICHE STUDIATI CON IL METODO DEI MESOCOSMI

Abstract

A field mesocosm experiment has been carried out at the Bergen Marine Biological Station, in a Norwegian fjord in order to estimate the interactions within planktonic assemblages. This objective has been met by setting up an one-month (sept. 96) summer experiment in eight mesocosms through the addition of known amounts of nutrients at the upper 4m layer every day up to a final concentration of 1.5 M nitrate, 0.1 M phosphate and 1.5 M silicate. The possible effects of different conditions of turbulence have been taken into account too by maintaining an up-and-down movement of a grid inside each mesocosm. Samples have been collected every 2 days to estimate abundances for microzooplancton, nano and picoplancton. The enumerations have been performed by using inverted and epifluorescence microscopies. This kind of experiments is a new approach aiming at the study of trophic interactions between different planktonic species. The interpretation of results is in progress. A first observation suggests that a silicate addition shifts the plankton structure from microbial dominance to the classical food web.

Key-words: mesocosm, nutrient enrichment, planktonic community.

Introduction

The aim of this activity was to estimate the effect of nutrient enrichment and turbulence on the microbial dynamics through the measurements of the protozoan biomass. The overall scope is to describe the short term interactions within the planktonic assemblages in a pelagic ecosystem.

Methods

A field mesocosm experiment has been carryed out at the Bergen Marine Biological Station, in a Norwegian fjord. The experiment has been set up in eight polyetilene mesocosms (volume 30 m^3, diameter 2 m, height 10 m) during September 1996.

The mesocosms were filled at the same time with the fjord water. During the experiment a vertical stratification has been maintained between the top 4m thick layer (kept mixed at a salinity of 28‰) and the deeper one (30‰).

All the mesocosms were added day-by-day with a known amount of nutrients on the top layer up to a final concentration of 1.5 M nitrate, 0.1 M phosphate and 1.5 M silicate.

The effect of different turbulence conditions has been taken into account too by creating an up-and-down movement of plexiglass grids (diameter 1.5 m).

The water has been sampled every two days, from September the 2nd to September the 30th, by means of Niskin bottles. Lugol has been used as preservative. Four main ecosystem components have been studied: the ciliates (Laybourn-Parry, 1992), the autotrophic and eterotrophic forms of nanoflagellates and the microphytoplankton. The time variations of these components have been studied for what the following treatments concerns: low turbulence (LT); low turbulence and Si-enriched (LTS); high turbulence (HT); high turbulence and Si-enriched (HTS).

The analyses and the countings have been carryed on by using inverted and epifluorescence microscopies.

Results and discussion

The following effects have been observed in the Si-enriched mesocosms:

1) an exponential decrease of ciliates

2) an exponential increase of microphytoplankton

3) a not well defined trend of nanoflagellates whose dynamics has varyed according to the different treatments.

The turbulence conditions do not seem to have influenced in an evident way the microphytoplankton, while they induced a negative effect on the nanoplankton (Laval-Peuto *et al.*, 1986).

The interpretation of the results is still in progress.

A preliminar overview suggests however that the silicate enrichment modifies the ecosystem structure by shifting the plankton community from the microbial dominance to the classical food web (Christaki *et al.*, 1995).

As a matter of fact, it has been observed that the silicate enhances the diatom growth while inhibits the ciliate one.

The protozoans, present at the beginning with high concentrations (more than 100 per ml), exhibited an exponential decrease inside the Si-enriched mesocosms (LTS, HTS) (about 20 per ml at the end of September), when a noticeable increase of diatoms and dinoflagellates has been observed.

Acknowledgements

Many thanks expressed to John Dolan (URA-CNRS).

Bibliography

LAYBOURN-PARRY J. (1992) - *Protozoan Plankton Ecology*. Chapman & Hall.

LAVAL-PEUTO M., HEINBOKEL J.F., ANDERSON O.R. (1986) - Role of micro and nanozooplancton in marine food webs. *Insect Sciences and Applications*, **7:** 387-395.

CHRISTAKI U., GAUDY R., KERAMBRUN P., CHRISTOU E. (1995) - Diel mesozooplancton activity in an oligotrophic station of NW Mediterranean: possible implications on the microbial loop. *Rapport de la Commission Internationale pour la Mer Méditerranée*, **34**.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 373-375

D. TAGLIAPIETRA

Nodo Seam, Forum per la Laguna di Venezia, San Marco, 2746 - Venezia, Italia.

LIVELLI TASSONOMICI E ANALISI DELLE COMUNITÀ BENTONICHE IN BACINI CONFINATI

TAXONOMIC LEVELS AND BENTHIC COMMUNITY ANALYSIS IN CONFINED ENVIROMENTS

Abstract

The use of taxonomic level higher than species in the multivariate analysis of macrobenthic communities from the Venetian lagoon is investigated. Preliminary results point out that aggregation to the level of Family can be used in current situations while for the innermost stations and in critical conditions a deeper analysis is required.

Key-words: Community structure, Taxonomic levels, Macrofauna, Venetian Lagoon.

Introduzione

Il monitoraggio delle comunità macrozoobentoniche viene classicamente condotto utilizzando come unità tassonomica di base la specie, con un conseguente grande impiego di risorse umane. Recenti studi hanno evidenziato come l'aggregazione delle specie in livelli tassonomici superiori può venire usata con successo nella descrizione di fenomeni di inquinamento sia in ambienti fluviali che marini (Ferraro e Cole, 1990; Warwick, 1988, 1993; Ghetti, 1997; Somerfield e Clarke, 1995).

Col presente lavoro si è inteso valutare se l'analisi condotta ad un livello tassonomico superiore a quello di specie sulla comunità *in toto*, sia capace di registrare adeguatamente sia l'evoluzione temporale che la distribuzione spaziale della comunità, anche in un contesto lagunare.

Materiali e metodi

È stato utilizzato il set di dati da noi prodotto (Tagliapietra *et al.* 1996, 1997) nel corso del monitoraggio della comunità macrozoobentonica effettuato tra il dicembre 1991 e il luglio 1993 in una bacino semichiuso della Laguna di Venezia situato in prossimità dell'Isola di Torcello e denominato *Palude della Rosa* (progetto MURST-UNESCO *Venetian Lagoon System*).

Nel dicembre 1991 si è effettuata una campagna preliminare coprendo con una rete di 42 stazioni l'intera area della palude ed i canali posti nelle immediate vicinanze. Sulla base sia dei dati relativi alle comunità macrobentoniche così ottenuti che della conoscenza dell'area, si sono quindi individuate cinque stazioni rappresentative poste lungo un gradiente di confinamento e di copertura della macroalga *Ulva rigida*, da campionare con cadenza mensile.

Sono state scelte le seguenti stazioni: st. 38 posta nei pressi di un canale di entrata lungo il bordo della Palude, st. 5 sempre posta nelle vicinanze di un canale di entrata ma più all'interno del bacino rispetto alla stazione 38, st. 14 collocata in una piccola saccatura presso il margine esterno della Palude con discreta

presenza di *Ulva*, e st. 31 collocata in una saccatura densamente coperta dalla macroalga. In aggiunta a queste quattro stazioni si e scelta la st. 23 in virtù della sua condizione di estremo confinamento essendo essa collocata in un canale esterno alla palude, soggetto all'influenza delle acque del Fiume Sile ma dotato di scarso ricambio idrico e con forte accumulo di detrito nei sedimenti.

L'area investigata ha inoltre subito durante l'estate 1992 una grave crisi distrofica causata dall'abnorme proliferazione di *Ulva rigida* che ne ha enormemente aumentato il grado di stress diversificando ulteriormente le condizioni ambientali delle stazioni.

Accanto all'evoluzione temporale delle cinque stazioni campionate mensilmente è stata saggiata la possibilità di ordinare efficacemente anche le 42 stazioni campionate simultaneamente durante la ricognizione preliminare.

Il primo passo in questo tipo di analisi è stata la generazione di matrici di similarità per ogni stazione (indice di Bray-Curtis), utilizzando le abbondanze numeriche trasformate tramite estrazione della quarta radice. Successivamente si sono aggregate le specie a livello di famiglia, ordine, classe e phylum seguendo la classificazione di Parker (1982).

Le matrici di similarità relative ai livelli tassonomici superiori sono state quindi comparate con la matrice originaria, relativa alle specie, usando il coefficiente di correlazione di Spearman (ρ) e determinandone il livello di significatività tramite il procedimento della permutazione/randomizzazione (Clarke e Ainsworth, 1993).

Per le elaborazioni è stato utilizzato il pacchetto informatico PRIMER.

Tab. 1 - Valori del coefficiente di correlazione di Spearman (ρ): livello di specie *vs.* livelli tassonomici superiori.

ρ (Spearman Coefficient) Values: Species vs. higher taxonomic levels.

	st. 5	st. 14	st. 23	st. 31	st. 38	cinque stazioni assieme	42 stazioni
Famiglia	0,630	0,992	0,116	0,362	0,961	0,379	0,970
Ordine	0,422	0,978	0,248	0,378	0,915	0,340	0,863
Classe	0,482	0,872	0,200	0,397	0,819	0,203	0,788
Phylum	0,286	0,848	0,338	0,368	0,770	0,134	0,642

Risultati

Lo studio ha evidenziato che la correlazione tra il livello di specie e i livelli tassonomici superiori decresce passando dalle stazioni poste ai bordi della Palude (st. 38, 14) a quelle più centrali (st. 5, 31) fino ad invalidarsi per la st. 23 che, ricordiamo, è posta in un canale perimetrale. Parallelamente, il grado di correlazione diminuisce passando a livelli tassonomici progressivamente più alti, fatto salvo per la st. 31 dove la crisi distrofica è stata più acuta e, ancora, per la st. 23 da considerarsi come caso a parte (Tab. 1).

Nel contesto generale il livello tassonomico di Famiglia sembra essere quello più appropriato per descrivere sia l'andamento temporale delle cinque stazioni campionate mensilmente che la distribuzione spaziale delle 42 stazioni campionate contemporaneamente durante la campagna preliminare.

Queste considerazioni valgono, comunque, per le situazioni non estreme, mentre

dove le condizioni sono più critiche si ritiene necessaria un'analisi tassonomica più approfondita.

I risultati, qui presentati in chiave esplorativa, da una parte ci lasciano intravvedere, anche nel complesso dominio paralico, modelli più generali di risposta agli stress, e dall'altra ci spingono all'approfondimento dell'indagine nelle situazioni più difficili.

Bibliografia

CLARKE K: R., AINSWORTH M. (1993) - A method of linking multivariate community structure to enviromental variables. *Mar. Ecol., Prog. Ser.,* **92**: 205-219.

FERRARO S.P., COLE F.A. (1990) - Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **67**: 251-262.

GHETTI P.F. (1997) - *Indice Biotico Esteso (I.B.E.) - Manuale di applicazione.*, Provincia Autonoma di Trento, Trento: 222 pp.

PARKER S.P. (Ed.) (1982) - Synopsis and Classification of Living Organisms., Mc Graw-Hill Pubb., New York, 2 Vol.

SOMERFIELD P.J., CLARKE K.R. (1995) - Taxonomic levels, in marine community studies, revisited., *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **127**: 113-119.

TAGLIAPIETRA D., PAVAN M, TARGA C., WAGNER C. (1996) - Seasonal variations of Palude della Rosa macrobenthic community, *Atti del convegno sul Progetto MURST «Sistema Lagunare Veneziano», Maggio 1996, Istituto Veneto di Scienze Lettere ed Arti,* Venezia.

TAGLIAPIETRA D., PAVAN M, TARGA C., WAGNER C. (1977) - La fauna macrobentonica della *Palude della Rosa*, Laguna di Venezia - Dati tabulati, *Soc. Ven. Sc. Nat.* Lavori, **22**: 43-49.

WARWICK R.M. (1988) - The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Mar. Pollut. Bull.*, **19**: 259-268.

WARWICK R.M. (1993)- Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Aust. J. Ecol.,* **18**: 63-80.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 376-380

D. TAGLIAPIETRA, A. RISMONDO*, F. SCARTON*, S. CAGNONI

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia, Campo Celestia 2737/b
30122 Venezia, Italia.
*S.e.l.c. srl., Venezia, Italia.

STRATEGIE ADATTATIVE DI *RUPPIA CIRRHOSA* (PETAGNA) GRANDE E *ZOSTERA NOLTII* HORNEM. PRESENTI IN LAGUNA DI VENEZIA

ADAPTIVE STRATEGIES OF *RUPPIA CIRRHOSA* (PETAGNA) GRANDE AND *ZOSTERA NOLTII* HORNEM. IN THE VENETIAN LAGOON

Abstract

The vegetative cycles of Ruppia cirrhosa *(Petagna) Grande e* Zostera noltii *Hornem. were studied in a salt marsh mudflat in the Venetian Lagoon (Italy). The seagrasses colonise different environments thanks to their adaptive strategies:* Ruppia cirrhosa, *located in the upper part of the mudflat, shows a marked seasonal cycle with sexual reproduction while* Zostera noltii *has a more constant growth throughout the year without flowering.*

Key-words: *Ruppia cirrhosa, Zostera noltii,* Venetian lagoon.

Introduzione

Negli ambienti di barena della laguna di Venezia, come per altri bacini salmastri nord adriatici, vi sono differenti condizioni di confinamento che determinano la presenza di comunità, relative a questi specifici siti, variabili a seconda della vicinanza alle bocche portuali, della presenza o meno di flussi mareali diretti, dell'esposizione agli agenti idrodinamici, oltre che della tipologia dei sedimenti costituenti i fondali della rete dei canali (ghebi) e degli spazi idrici interni (chiari) alle barene.

All'interno delle zone barenali di gran parte della laguna di Venezia, nei chiari e nei ghebi, *Zostera noltii e Ruppia cirrhosa* colonizzano i sedimenti di fondo. Queste aree idriche sono bacini di modeste e modestissime dimensioni, alimentati dalla marea.

Presso l'area di barene esistenti lungo il canale di Gaggian, in diretta comunicazione con il canale di S. Felice che si dirige dalla bocca di Lido in direzione nord, vi sono popolamenti delle due specie citate di considerevoli estensioni, sia nei chiari che nei ghebi. Il fondo del chiaro che ha costituito l'area di studio del presente lavoro, emergente solo durante le basse maree di sizigie, ospita un popolamento di *Zostera noltii* Hornem., mentre lungo i bordi, in aree a emersione semidiurna, compare *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande. Lo scopo della ricerca è stato quello di confrontare le strategie adattative delle due fanerogame marine nell'arco di un ciclo annuale di crescita.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati eseguiti tra maggio 1996 e aprile 1997 con cadenza mensile usando un box corer cilindrico (181,5 cm^2, 6 repliche per stazio-

ne). Per ogni replica è stata determinata la biomassa (peso secco) di rizomi, foglie e parti morte (complessive) e il numero dei getti.

Sono state inoltre condotte, su *exsiccata,* alcune misure biometriche delle quali si riportano nel presente lavoro solo le lunghezze dei getti. Non si sono rilevate sostanziali differenze tra le lunghezze misurate sui campioni freschi e quelle misurate su *exsiccata.*

Per quanto riguarda le metodiche di lavoro si sono seguite le indicazioni di Phillips e McRoy (1990).

Risultati

- *Ruppia cirrhosa* presenta una veloce crescita iniziale caratterizzata da un picco tardo-estivo (max. 247 g ps/m^2) seguito da un decremento deciso nel periodo autunno-invernale (min. 22 g ps/m^2). Nelle varie fasi della crescita la biomassa si ripartisce abbastanza equamente tra rizomi e foglie (Fig. 1).

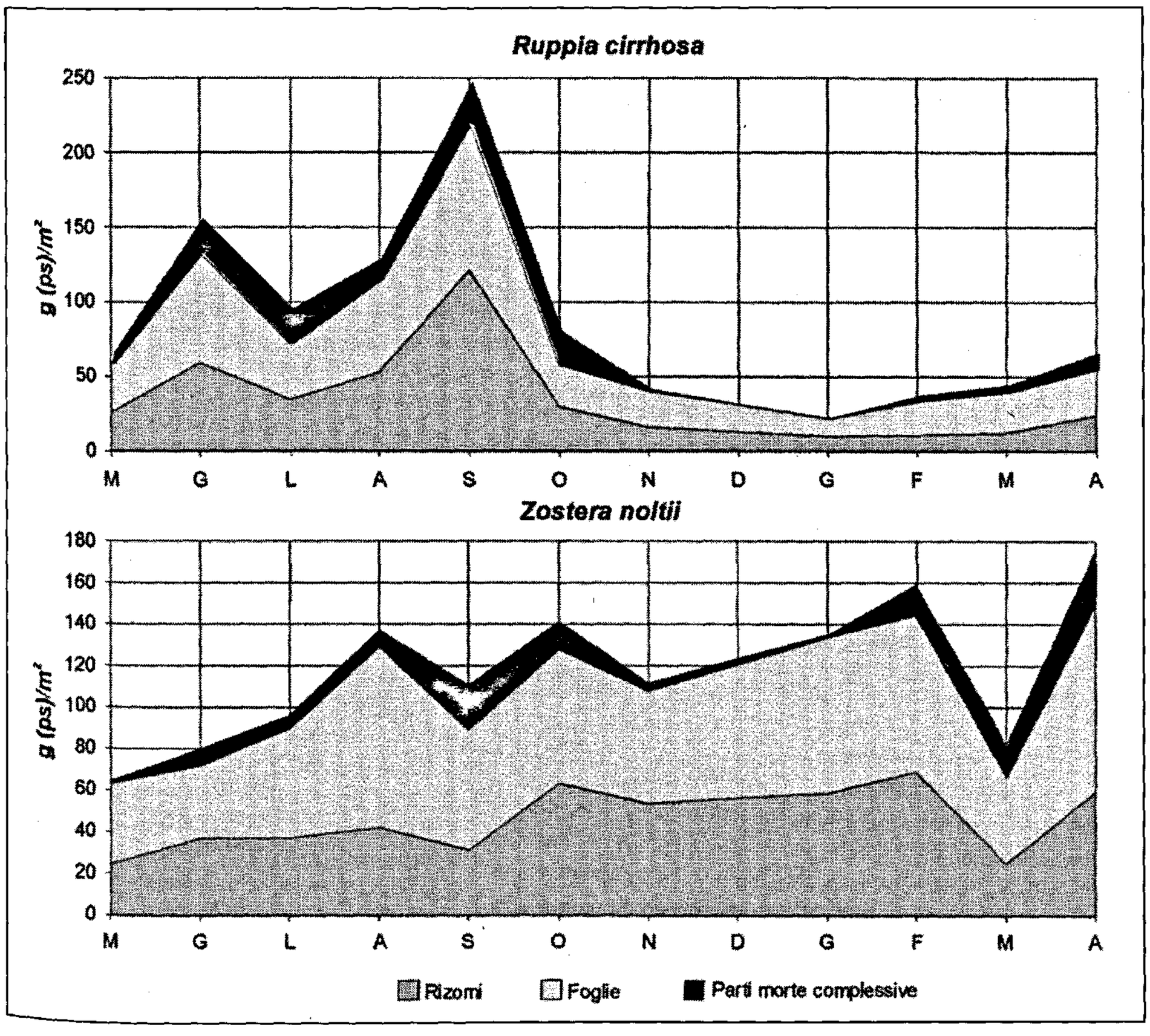


Fig. 1 - Andamento dei valori di biomassa [g ps/m^2].
Standing crop [g dw/m^2].

L'incremento ponderale è dovuto più alla generazione di nuovi getti (max. 31827 getti/m^2 settembre, min. 5207 getti/m^2 gennaio) piuttosto che a un loro accrescimento in lunghezza (Fig. 2). La fioritura è stata da noi osservata per la prima volta in agosto. La presenza dei relativi frutti è stata rilevata fino a tutto seettembre, mese nel quale si sono osservati i valori massimi di tutte le biometrie.

La produzione in *Ruppia cirrhosa* si è tutta concentrata nei mesi estivi con un forte decremento dopo il periodo riproduttivo (Fig. 3).

- *Zostera noltii* mostra un modello di crescita che differisce da quello di *R. cirrhosa* in quanto vi è una tendenza più all'allungamento dei getti piuttosto che ad un aumento del loro numero (max. 5968 getti/m^2 in agosto, min. 2246 getti/m^2 in novembre).

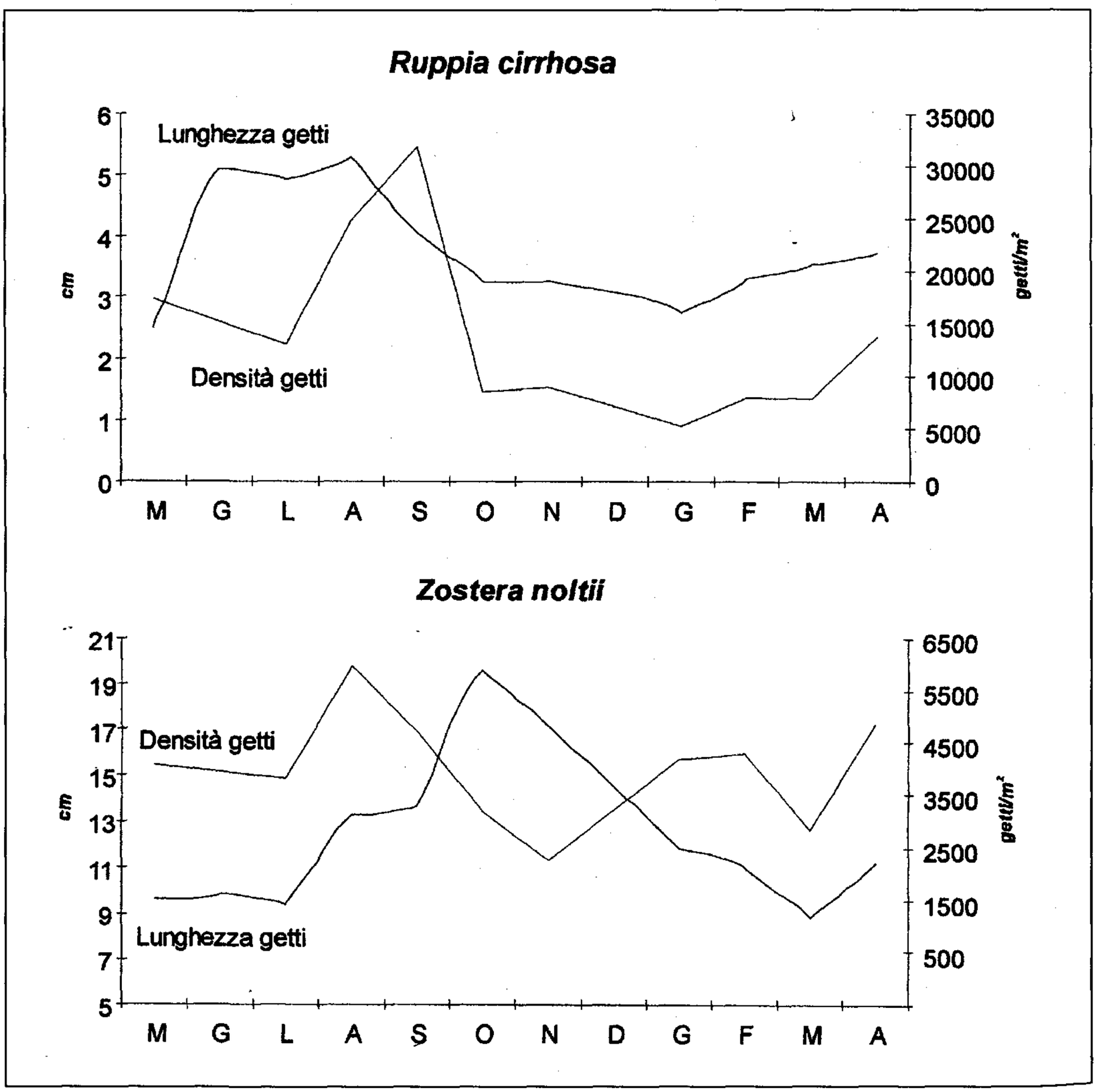


Fig. 2 - Lunghezza media e densità dei getti.
Shoot lenght and density.

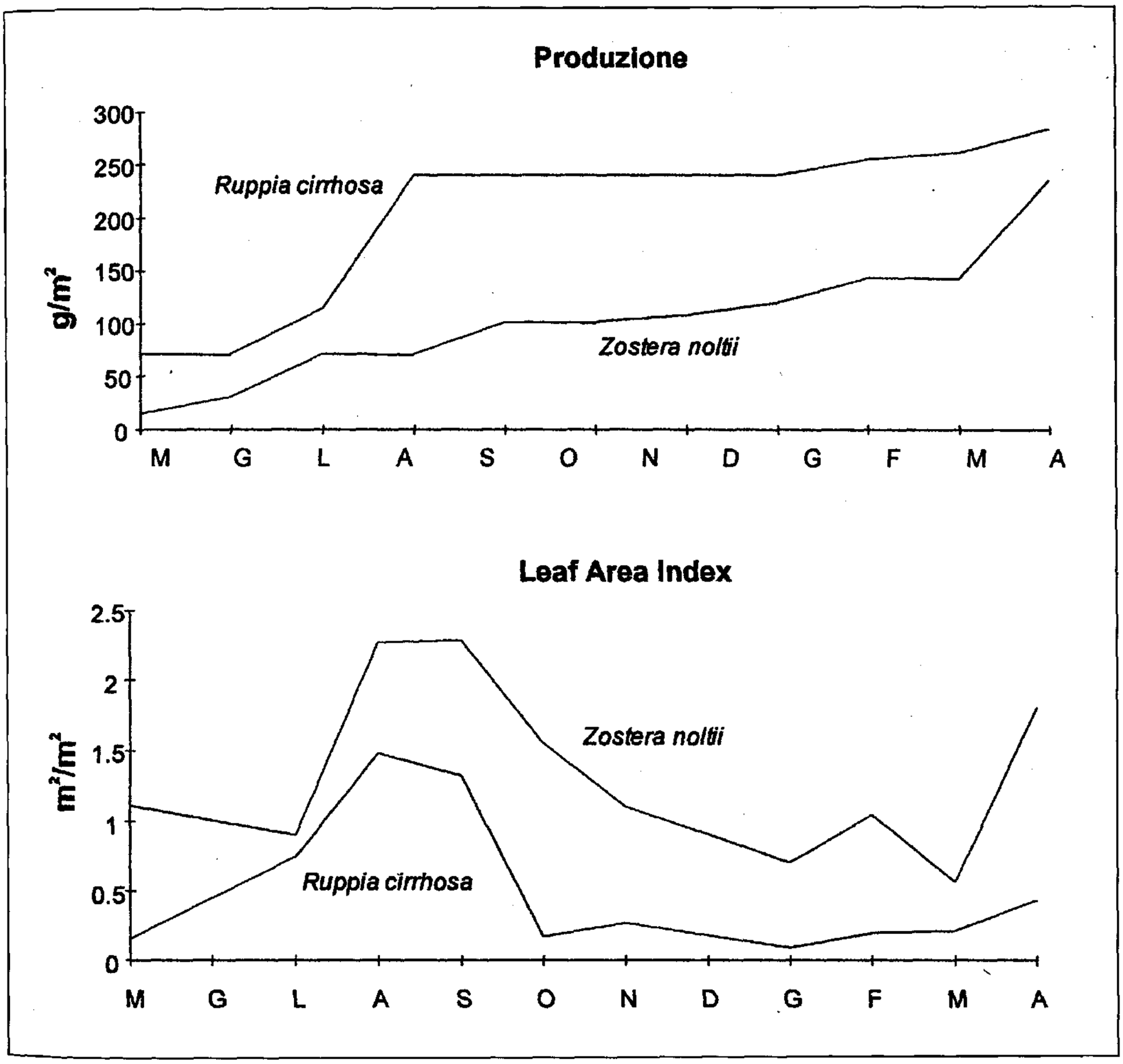


Fig. 3 - Produzione cumulativa [g(ps)/m²] e LAI [m²/m²].
Production [g(dw)/m²] and LAI [m²/m²].

Rispetto alla specie precedente l'andamento dei valori di biomassa appare più lento ed omogeneo. Esso varia infatti da un minimo di 65 g ps/m² in maggio fino ai 176 g ps/m² dell'aprile seguente, con un plateau autunnale - invernale (141 g ps/m² in ottobre, 135 g ps/m² in gennaio). Nel corso dell'inverno si assiste ad una lieve ripresa vegetativa (Fig. 1).

Ciò si riflette sulla produzione che segue anch'essa un andamento relativamente costante.

La produzione è inoltre caratterizzata da valori inferiori a quelli di *Ruppia* pur presentando un Indice di Superficie Fogliare (LAI) costantemente maggiore (Fig. 3). Durante il periodo di studio per questa specie non si è notata alcuna fioritura.

Conclusioni

Le differenze riportate suggeriscono un forte adattamento delle due specie ai microambienti colonizzati, adattamento che si concretizza in una tendenza all'annualità, con rapida crescita e un grande investimento riproduttivo in *Ruppia cirrhosa* ed in una strategia perennante in *Zostera noltii.*

Il bordo del chiaro, più elevato e dunque soggetto a frequenti emersioni e conseguentemente esposto a più ampie variazioni dei parametri ambientali, viene così colonizzato da *Ruppia cirrhosa*, specie con forti tratti opportunistici, una maggior efficienza ed una dinamica più spinta. *Zostera noltii*, maggiormente conservativa, è presente in ambienti relativamente più stabili.

Bibliografia

PHILLIPS R.C., McROY P.C. (Eds.) (1990) - *Seagrass research methods*. UNESCO, Paris: 210 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 381-389

I. PAPERNA

Department of Animal Sciences, Faculty of Agriculture of the Hebrew University of Jerusalem, Rehovot - 76100, Israel.

MARICULTURE VERSUS ENVIRONMENT: RISKS AND IMPACTS

MARICOLTURA ED AMBIENTE: IMPATTO E RISCHI

Abstract

Mariculture systems have a two-way epizootiological relationship with their surrounding marine biota. Together with the risk of becoming contaminated by pathogens from the sea, such installations can spread infectious pathogens to the surrounding biota. Crowding fish, as well as compromising their immune potential through temporary or prolonged periods of adverse growth conditions, are often inevitable constraints of mariculture installations which serve to promote and amplify infectious organism loads to pathogenic levels. An important promotive factor in the cross-transmission between sea cages and the surrounding habitat is the attraction of the culture site to wild fish and its use as a substrate for invertebrates which act as vectors or additional hosts. Both the introduction of exotic culture species and transportation of fish-culture seed and fingerlings between countries within a region further increase the risks of inflow of potential pathogens and aggravates epizootiological circumstances.

Key-words: Mariculture, diseases, environment, contamination, *Mycobacterium*, *Pasteurella*, pathogenic protista, myxosporea.

Introduction

A large body of data has already been accumulated on the incidences of microbial diseases and parasitic infections affecting fish, gilthead sea bream (*Sparus auratus*) and European seabass (*Dicentrarchus labrax*) in particular, maricultured in the Mediterranean region (see most recent account by Le Breton, 1996). The objective of this communication is to highlight an emerging aspect of marine pathology which is closely linked to the problem of diseases in mariculture and warants serious consideration: the risk of cross-transmission of diseases between maricultured and native marine communities with its potential long-term implications in terms of the welfare of the whole marine biota.

The kinetics of cross-dissemination of pathogens between maricultured and marine communities

The kinetics of cross-dissemination of pathogens between maricultured stocks and marine free-ranging communities has never been studied. There are numerous records of infections and diseases in maricultured fish to demonstrate the vulnerability of farm stocks to infections prevailing in the surrounding marine habitat (Paperna, 1984a, 1991, Euzet & Raibaut, 1985, Alvarez-Pellitero *et al.* 1993). Evidences for dissemination of diseases from mariculture fish to the free marine community are presently limited to a few pathological findings in native fish collected from the vicinity of mariculture installations at the sea (Diamant & Colorni, 1995) and data from surveys for diverse objectives (Paggi *et al.*, 1996). Mariculture installations are comprised of either inshore facilities or sea cages. The first recirculate seawater pumped either directly from the coastal shallow

waters or from a well dug into the sea shore. Cages are anchored at various distances from the coast. Both outlets of sea-farm drains and the cage surroundings, enriched with nutritive residues, food offals and remains of fish cadavers are attractive to free-ranging fishes. In the first instance, there is no close contact between wild and reared fish. Cross-transmission is mediated via incoming water or its drainage into the sea and therefore is only applicable to dispersal stages: spores, cysts, eggs or free swimming infective stages with long life spans. Under these circumstances the concentration of infective material is estimated to be often below the threshold levels required for dissemination of infection. More active cross-infection is expected to take place around sea cages, where aggregating wild fish and caged fish are in closer contact and exposed to freshly released or excreted infectious material.

Dissemination of piscine tuberculosis (mycobacteriosis) in conjunction with Mediterranean fish culture

There have been a number of reports on the incidence of acid-fast bacteria-containing lesions in Mediterranean marine fish, including sea bass (Ghittino, 1970), as well as in exotic fish in marine aquaria (Giavenni, 1979). Since 1990, mycobacteriosis (caused by *Mycobacterium marinum*, Colorni *et al.*, 1996) has become a frequent disease of farmed sea bass on the Israeli Mediterranean coast, in the Northern Gulf of Aqaba (Eilat) (Colorni, 1992) and also in Greece (a different strain of *M. marinum*, and a new species of *Mycobacterium*, Colorni *et al.*, 1996). Infection has been further detected in many fish species reared in Eilat, as well as in autochthonous ornamental species kept in the local public aquarium (Colorni *et al.*, 1996). In 1995, net-pen mariculture in Eilat became recognised as a source of dispersal of *Mycobacterium* to the native fish. One example of this is *Siganus rivulatus*, commonly aggregating around sea cages, and even becoming confined inside, after their entry at the fingerling stage. Mycobacterial lesions were detected in 46 - 47% of the fish collected around the cages and 31-52% of those caught inside the cages (of a total 300 examined fish; Diamant & Colorni, 1995). Among Israeli Mediterranean coastal habitats, the highest prevalence was demonstrated among grey mullets collected in canals draining fish farm effluents with a history of mycobacteriosis among its reared sea bass. A second mariculture site was spared from mycobacterial disease in its reared stock and the free-ranging mullets were infection-free as well (Table 1).

Table 1 - Results of the examination of grey mullets (Mugilidae) from sites along the Mediterranean coast of Israel.

Risultati dell'esame di cefali (Mugilidae) in alcune località della costa mediterranea di Israele.

Location	No. of fishes	Mycobacterium	Myxidium leei
Atlit canals	68	31%	40%
Atlit beach	164	11%	25%
Kishon	100	11%	2%
Naaman	83	6%	0
Taninim	198	6%	1%
Yarkon	273	2%	0
Ashdod	20	0	25%

The spread of pasteurellosis

Pasteurellosis caused by *Pasteurella piscidum* (Janssen & Surgalla, 1968) appeared almost simultaneously in 1990/91 in wild and farmed sea fishes throughout the Mediterranean (in the French Mediterranean, Baudin-Laurencin *et al.*, 1991; Italy, Ceschia *et al.*, 1991; Spain, Torenzo *et al.*, 1991; and later on in Greece and Israel, unpublished records). The epizootic origin of the pasteurellosis affecting and causing heavy losses in the Mediterranean mariculture facilities (Giorgetti & Ceschia, 1994) is uncertain. This pathogen has been previously reported to cause mass mortalities in wild *Morone* spp. in the Chesapeake Bay estuarine water (Snieszko *et al.* 1964, Paperna & Zwerner, 1976) in the US, and since, was reported to infect farmed striped bass hybrids (*Morone saxatilis* x *M. chrysops*) (see Hawke, 1994). This hints at its possible introduction via the latter fish, which have also been imported for culture into several Mediterranean countries, and could also explain the high vulnerability of introduced striped bass hybrids as well as the closely related European sea bass to this pathogen. Unlike most opportunistic or facultative microbial infectious agents which cause morbid outbreaks in fish confined in culture systems, infections of *P. piscidum* also cause epizootic infections, leading to mass mortalities in wild fish in natural habitats. Apart from the already mentioned epizootics in basses (*Morone* spp.), epizootics and mass mortality have been reported in wild grey mullets in estuarine waters in the Southeast USA (Lewis *et al.*, 1970). Giorgetti & Ceschia (1994) reported infection in wild grey mullets and *Solea solea* from Italian coasts; lesions reminiscent of pasteurellosis have been detected in sampled free-ranging grey mullets from the Israeli Mediterranean coast.

Viruses

Lymphocystis virus infections are very apparent when they occur (Paperna *et al.*, 1982). Recently infections spread to hatchery fry and fingerlings, which unlike the grownups succumbed to the infection. Repeated outbreaks caused a complete loss of the hatchery this year production (unpublished). New evidence of viral, or suspected viral infections in farmed Mediterranean fishes are emerging: a Viral Nervous Necrosis (VNN) associated with Picorna-like virus in seabass (Breuil *et al.* 1991, Le Breton *et al.* 1997), Aquareovirus infection (Bandin *et al.* 1995) and a distended gut syndrom (see Le Breton, 1996) of sea bream. Nervous necrosis disease associated with Picorna-like viruses were reported also from maricultured fish in the Far-East (Glazerbrook *et al.* 1990, Le Breton *et al.* 1997), this suggests a transcontinental dissemination of VNN, while the remaining two could have a Mediterranean origin from conspecific native fish.

Whatever is the origin of these diseases, they are also most certainly further transmitted via the active trans-Mediterranean trade in hatchery fry and fingerlings. These translocations undoubtedly also contribute to the spread of these viruses within the free-ranging fish communities throughout the Mediterranean.

Dissemination of pernicious protistan pathogens among mariculture systems

Amyloodinium ocellatum and *Cryptocaryon irritans* can infect most species of marine teleost fishes. These ubiquitous, highly proliferative, pathogenic gill

and skin protistans, were first found in tropical fish aquaria (Brawn, 1934, Nigrelli, 1943, Sikama, 1960), in Gulf of Mexico fish (Lawler, 1977a) and in farmed fish in the tropical northern Gulf of Aqaba (Paperna, 1980; Colorni, 1985) and were therefore regarded as thermophilic organisms. Studies on the temperature tolerance of these organisms suggested their optimal reproduction range to be from 24 to 28°C and demonstrated inhibition of development below 15°C (Cheung *et al.*, 1979; Paperna, 1984b; Colorni, 1985). These pathogens, however, were found also to be widespread in the Mediterranean; and gradually were found to infect most of the fish species maricultured in the Mediterranean region (Paperna & Baudin-Laurencin, 1979; Ghittino *et al.*, 1980; Francescon, 1985; Aiello & D'Alba, 1986; Diamant *et al.*, 1991; Paperna, 1991; Alvarez-Pellitero *et al.*, 1993). Infections, often severe, causing mass mortalities, have been found in farmed on-growing fish and in hatchery stocks, in the East and West Mediterranean, as well as in the Adriatic Sea, and even at prevailing ambient temperatures below 15°C. *C. irritans*, studied during a mass infection in a fish farm located on the Mediterranean coast in Israel appeared to be conspicuously more invasive, cytolytic, and consequently more virulent than the parasites infecting fish in the Red Sea (Diamant *et al.* 1991, unpublished data). Active trade in culture seed among Mediterranean farms (fry or fingerlings), rarely infection-controlled is most likely to be the main promotive factor in the spread of infection by these pathogen throughout the Mediterranean region. Studies of a native populations of cyprinodont fish, *Aphanius dispar* from inshore salines on the Mediterranean coast (Diamant & Paperna, 1995) and in the Gulf of Suez (Paperna, 1980), as well as species of *Fundulus* from the Gulf of Mexico (Lawler, 1977a) have demonstrated a steady-state coexistence between *A. ocellatum* and their cyprinodont fish host, which could suggest of their being the natural reservoir-host of this parasitic alga (Paperna, 1991).

Myxosporan infections

The list of myxosporeans found in farmed fish in the Mediterranean region continue to grow together with evidence of their potential risk to farmed stocks (Alvarez-Pellitero & Sitja-Bobadilla, 1993; Sitja-Bobadilla & Alvarez-Pellitero, 1993). Their presence in conspecific free-ranging and farmed hosts hints of their epizootic origin from the vicinity of the cages. Of particular interest are the epizootic infections by the gut-inhabiting myxosporan — *Myxidium leei*. Infections affected farmed *Sparus aurata* in the Mediterranean and in Eilat (Diamant, 1992, Diamant *et al.*, 1994). The same species has been found to infect other sparids, the Mediterranean - *Puntazzo puntazzo* and *Pagrus pagrus* and *Pagrus major*, introduced from the Far East, (Le Breton & Marques, 1995; Diamant, 1995). Recently direct, fish to fish transmission has been demonstrated with this species (Diamant, 1997). Using this methodology, also a non-sparid fish - the red drum (*Sciaenops ocellata*) was also infected (Diamant, unpublished). This last result demonstrates that *M. leei* is less catholic in its choice of hosts, contrary to the high host specificity characteristic to many myxosporeans (Lom & Dykova, 1992). From these finding it can also be deduced that the *Myxidium* sp. frequently observed infecting grey mullets from the Israeli Mediterranean coast is conspecific with *M. leei*. Dimensions of spores recovered from grey mullets are identical to those obtained from sea breams. A study of the prevalence of *Myxidium* infections

among grey mullets from habitats along the Israeli Mediterranean coast provided strong evidence for incriminating the infections in the mariculture facilities as the source of infection of wild grey mullets, in both Atlit and Ashdod, sites of mariculture operations. There, grey mullets were significantly more frequently (and heavily) infected than in the other sampled sites (Table 1, Gerasi, 1996).

Cross transmission of monogeneans

Microcotylid and caspaloid monogeneans are potenially severe pathogens of maricultured fish. The first, hematophagous gill parasites, cause anemia (Lawler, 1977b, Ogawa 1988, Paperna, 1991) and the second, skin and mouth parasites, cause severe lesions which are susceptible to secondary contamination (Nigrelli, 1937; Hoshina, 1968; Paperna *et al.*, 1984). Infections with morbid consequences by both type monogeneans (e.g. the microcotylid *Polylabris* sp. and the caspaloids *Benedenia monticelli* and *Neobenedenia melleni*) have been experienced in aquacultured fish in Eilat (Paperna *et al.*, 1984; Paperna, 1991). *B. monticelli* is also widespread in Mediterranean grey mullets. Microcotylids are common associates of Mediterranean sparids including free-ranging and caged sea breams. *Zeuxapta seriolae*, a specific parasite of *Seriola dumereli* (amber jack) also thrives on cultured stock (Di Cave *et al.* 1997). In many of these infections, spontaneous recovery could be demonstrated implying the modulation of these infections through host-defense mechanisms (see Nigrelli, 1937) and on the other hand development of severe morbid infection where host resistance is compromised by stress (Paperna, 1975, 1991; Paperna *et al.*, 1984). Moreover, non-susceptible host fish, became infected when stressed, or even hyperinfected with these parasites. Morbid hyperinfections have been developed by *B. monticelli* in stressed (due to acclimatization to sea water) *O. mossambicus* (Kaneko *et al.*, 1988; Paperna, 1991) and by *Polylabris tubicirrus*, otherwise host-specific to *Diplodus* spp., in caged *S. auratus* (Silan *et al.*, 1985; Euzet & Raibaut, 1985).

Concluding remarks

Our experience since 1970, when mariculture operations started gaining momentum, shows that parasites coexisting with their natural host in a non-clinical steady state, have the potential to become pathogenic in confined farmed fish, particularly when the latter are stressed. Sound knowledge of the parasites and pathogens initially found in the natural population of maricultured fish species and their taxonomic relatives in the Mediterranean can help in their timely diagnosis whenever they invade farmed fish, and in predictions of epizootic risk. The same applies to notorious pathogens of fishes held in public aquaria - *Cryptocaryon irritans*, *Amyloodinium ocellatum* and *Neobenedenia mellenii*, all of which spread and became serious pathogens of maricultured fish. In this context, it also becomes apparent that fish pathogens regarded as restricted to warm (tropical) water conditions are versatile, and readily adapt and proliferate in cooler water regimes which prevail in the northern and western Mediterranean Sea.

Marine pollution due to mariculture is an emerging problem, and must be attended to, before it becomes a matter for a serious public concern. Together with polluting effluents and released sediment from sea cages, disseminated pathogens have a potential implication on the welfare of the natural communities and in the case of piscine tuberculosis, in terms of public health as well.

There is an urgent need to develop an inter-Mediterranean system or institution to oversee sanitary control of mariculture systems, and particularly with regards to culture seed trade. The efficacy of such a system, however, can be compromised by inadequate expertise in diagnosis and recognition of the relevant infections and diseases. Inter-Mediterranean cooperation could be promoted through the establishment of a network for the dissemination of expertise on disease diagnosis and treatment, through workshops and through extended training programs. Such programs could receive important support from nominated diagnostic reference laboratories. A list of obligatorily registerable contagious diseases should be formulated and the introduction of a certification system for disease-free culture-seed suppliers should be considered.

Riassunto

Lo scopo primario di questo lavoro è quello di sottolineare il rischio di trasmissione incrociata tra i pesci degli impianti di maricoltura e l'ambiente marino circostante. Accanto alla possibilità che i pesci d'allevamento siano contaminati da parte di agenti patogeni provenienti dal mare, esiste infatti anche la possibilità di contagio delle comunità ittiche indigene da parte dei pesci degli impianti di maricoltura.

Due importanti fattori in grado di promuovere questa trasmissione incrociata sono l'attrazione costituita dagli impianti di maricoltura nei riguardi dei pesci dell'ambiente marino e la presenza sui substrati degli impianti di diverse forme di invertebrati che possono agire da vettori o da ospiti supplementari.

L'introduzione di specie esotiche ed il trasporto di larve ed avanotti tra diversi paesi sono ulteriori fattori in grado di incrementare l'arrivo di agenti patogeni ed aggravare il rischio di contagio.

L'inquinamento marino dovuto alla maricoltura risulta quindi un problema emergente che bisogna prendere in considerazione prima che diventi un serio problema pubblico. Le esperienze condotte sin dagli anni '70 hanno dimostrato che i parassiti che coesistono con i loro ospiti naturali in uno stadio non patogeno, hanno la potenzialità di diventare patogeni negli allevamenti, in particolare se sottoposti a condizioni di stress. E' inoltre oggi noto, che gli agenti patogeni di pesci di ambienti tropicali si adattano e proliferano anche in acque temperate quali quelle del bacino del Mediterraneo.

Appare quindi urgente la creazione, a livello del Mediterraneo di un sistema di controllo sanitario degli impianti di maricoltura. La cooperazione tra i paesi del Mediterraneo potrebbe essere promossa attraverso la creazione di una rete di esperti, l'organizzazione di workshops e di corsi di formazione. Sarebbe opportuno formulare una lista delle malattie contagiose e si potrebbe prendere in considerazione l'introduzione di un sistema di certificazione per la fornitura di larve sane.

References

AIELLO P., D'ALBA A. (1986) - *Amyloodinium ocellatum* infestation in yellow-tai, *Seriola dumerili*, intensively reared in Sicily, Italy. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.*, **6**: 110-111.

ALVAREZ-PELLITERO P.A., SITJA-BOBADILLA A. (1993) - Pathology of *Myxosporea* in marine fish culture. *Dis. Aquat. Org.*, **17**: 229-238.

ALVAREZ-PELLITERO P.A., SITJA-BOBADILLA A., FRANCO-SIERRA A. (1993) - Protozoan parasites of wild and cultured sea bass *Dicentrarchus labrax* (L.) from the Mediterranean area. *Aquacult. Fish. Manag.*, **24**: 101-108.

BANDIN C., RIVAS M., NOYA M., CUTRIN J.M., BARJA J.L., DOPAZO C.P. (1995) - Isolation of a new aquareovirus from gilthead sea bream cultured in Galicia (N.W. Spain). *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.*, **15**: 157-159.

BAUDIN-LAURENCIN F., PEPIN J.F., RAYMOND J.C. (1991) - First observation of an epizootic of pasteurellosis in farmed and wild fish of the French Mediterranean coasts. Eur. Ass. Fish Pathol. 5th Internat. Conf. 25-29 August Budapest, Hungary (Abstract: p. 17).

BRAWN E.M. (1934) - On *Oodinium ocellatum* Brown, a parasitic dinoflagellate causing epidemic disease in marine fish. *Proc. Zool. Soc. Lon.*, **3**: 583-607.

BREUIL G., BONAMI J.R., PEPIN J.F., PICHOT Y. (1991) - Viral infection (Picorna-like virus) associated with mass mortalities in hatchery-reared sea bass (*Dicentrarchus labrax*) larvae and juveniles. *Aquaculture*, **97**: 109-116.

CESCHIA G., QUAGLIO F., GIORGETTI G., BERTOJA G., BOVO G. (1991) - Serious outbreak of pasteurellosis (*Pasteurella piscidum*) in euryhaline species along the Italian coasts. Eur. Ass. Fish Pathol. 5th Internat. Conf. 25-29 August Budapest, Hungary (Abstract: p. 26).

CHEUNG P.J., NIGRELLI R.F., RUGGIERI G.D. (1979) - Studies on cryptocaryoniasis in marine fish: effects of temperature and salinity on the reproductive cycle of *Cryptocaryon irritans* Brown, 1951. *J. Fish Dis.*, **2**: 93-97.

COLORNI A. (1985) - Aspects of the biology of *Cryptocaryon irritans*, and hyposalinity as a control measure in cultured gilt-head sea bream *Sparus aurata*. *Dis. Aquat. Org.*, **1**: 19-22.

COLORNI A. (1992) - A systemic mycobacteriosis in the European seà bass *Dicentrarchus labrax* cultured in Eilat (Red Sea). Israeli. *J. Aquacult - Bamidgeh*, **44**: 75-81.

COLORNI A., UCKO M., KNIBB W. (1996) - Epizootiology of *Mycobacterium* spp. in seabass, seabream and other commercial fish. In: *Seabass and seabream culture: problems and prospects*, eds. Chatain B., Saroglia M., Sweetman J., Lavens P. Eur. Maricult. Soc., Oostende, Belgium, Sept. 1996: 259-261.

DIAMANT A. (1992) - A new pathogenic histozoic *Myxidium* (Myxosporea) in cultured gilthead sea bream *Sparus aurata* L. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.*, **12**: 64-66.

DIAMANT A. (1995). - *Myxidium leei* (Myxosporea) infection in sharpsnout sea bream *Diplodus puntazzo* (Cetti) and common sea bream *Pagrus pagrus* (L.) Sparidae. IVth International Symposium of fish Parasitology, Munich, Germany, Oct. 3-7, 1995 (Abstract).

DIAMANT A. (1997). - Fish to fish transmission of a marine myxosporean. *Dis. Aquat. Org.* (in press).

DIAMANT A., COLORNI A. (1995) - Net-pen mariculture: a potential source of dispersal of *Mycobacterium* to native fish. Eur. Ass. Fish Pathol. 7th Internat. Conf. Palma de Mallorca, 10-15 Sept. (Abstract).

DIAMANT A. PAPERNA I. (1995) - Protozoan diseases of fish in Mediterranean marine aquaculture. Second European Congress of Protistology, Clermont-Ferrand, France, July 21-26, 1995, *Europ. J. Protistol.*, **31**: 402-476, Abstract no. 57.

DIAMANT A., ISSAR G., COLORNI A., PAPERNA I. (1991) - A pathogenic *Cryptocaryon*-like ciliate from the Mediterranean Sea. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.*, **11**: 122-124.

DIAMANT A., LOM J., DYKOVA I. (1994) - *Myxidium leei* n. sp., a pathogenic myxosporean of cultured sea bream *Sparus aurata*. *Dis. Aquat. Org.*, **20**: 137-141.

DI CAVE D., GENOVESE L., MICALE V., ORECCHIA P. (1997) - *Zeuxapta seriolae* (Monogenea: Microcotylidae) parassita branchiale della ricciola. XXVIII Congresso della societa Italiana di Biologia Marina Trani, 26-31 May, 1997. Abstract.

EUZET L. RAIBAUT A. (1985) - Les Maladies parasitaires en pisciculture marine. *Symbioses*, **17**: 51-68.

FRANCESCON A. (1985) - Parasitosi da *Amylooodinium ocellatum* (Dinophyceae) su larva di *Sparus aurata* allevata. *Obelia*, **9**-2: 745-752.

GERASI L. (1996) - The use of fish parasite species composition and diversity as a warning

model of environmental pollution. M.SC. thesis, Hebrew University of Jerusalem, Faculty of Agriculture (Hebrew text, English summary).
GHITTINO P. (1970) - *Piscicoltura e Ittiopatologia. Vol.2, Patologia.* Ediz. Riv. di Zootecnia Stampa Strada, Sesto S.G. Italy.
GHITTINO P., BIGNAMI S., ANNIBALI A., BONI L. (1980) - Prima segnalazione di grave Oodiniasi in branzini (*Dicetrarchus labrax*) allevati intensivamente in acqua salmastra. *Rev. Ital. Piscicul. Ittipatol.*, **15**: 122-127.
GIAVENNI R. (1979) - Alcuni aspetti zoonosici delle micobatteriosi di origine ittica. *Rev. ital. Piscic. Ittiopat*, **4**: 123-126.
GIORGETTI G., CESCHIA G. (1994) - Pasteurellosis in the Mediterranean area: experiences from Italy. Internat. Mar. Biotech. Conf., Tromsoe Univ., Norway (Abstract).
GLAZERBROOK J.S., HEASMAN M.P., DE BEER S.W. (1990). Picorna-like viral particles associated with mass mortalities in larval barramundi, *Lates calcifer* Bloch. *J. Fish Dis.*, **13**: 245-249.
HAWKE H.P. (1994) - Pathogenesis and virulence of *Pasteurella piscidum* in hybrid striped bass (*Morone saxatilis* x *Morone chrysops*). *Environ. Health Perspect.* **102**: W-11.6.
HOSHINA T. (1968) - On the monogenetic trematode *Benedenia seriolae*, parasitic on yellowtail, *Seriola quinqueradiata. Bull. Off. Internat. Epizoot.*, **69**: 1179-1191.
JANSSEN W.A., SURGALLA M.J. (1968) - Morphology, physiology, and serology of *Pasteurella* species pathogenic for white perch. *J. Bacteriol.*, **96**: 1606-1610.
KANEKO J.J., YAMADA R., BROK J.A., NAKAMURA R.M. (1988) - Infection of *Oreochromis mossambicus* (Trewaves) by a marine monogenean *Neobenedenia melleni* (MacCallum 1927) Yamaguti, 1963 in Kanoehe Bay, Hawaii, USA and its treatment. *J. Fish Dis.*, **11**: 295-300.
LAWLER A. (1977a) - The parasitic dinoflagellate *Amyloodinium ocellatum* in marine aquaria. *Drum and Croaker*, **17**: 17-20.
LAWLER A. (1977b) - Monogenetic trematodes of Pompano. In: *Disease Diagnosis and Control in North American Marine Aquaculture*, Sindermann C.J. ed. Elsevier, Amsterdam, Oxford, New York: 265-267.
LE BRETON A. (1996) - An overview of the main infectious problems in cultured seabass *Dicentrarchus labrax* and Seabream *Sparus aurata*: solutions? In: *Fish health management in sea bass and sea bream farming, a training manual for the aquaculture industry*, EcoMarine Ltd. Greece, in Ass. with European commission (Leonardo Program), Scottish Aquac. training Ass., Aqua TT U.E.T.P. Ltd.: 16pp.
LE BRETON A., MARQUES A. (1995) - Occurance of an histozoic Myxidium infection in two marine cultured species: *Puntazzo puntazzo* and *Pagrus major. Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.*, **15**: 210-212.
LE BRETON A., GRISEZ L., SWEETMAN J., OLLEVIER F. (1997) - Viral nervous necrosis (VNN) associated with mass mortalities in cage-reared sea bass, *Dicentrarchus labrax. J. Fish Dis.*, **20**: 145-151.
LEWIS D.H., GRUMBLES L.C., MCCONNEL S., FLOWERS A.I. (1970) - *Pasteurella*-like bacteria from epizootic in menhaden and mullet in Galveston Bay. *J. Wildl. Dis.*, **6**: 160-162.
LOM J., DYKOVA I. (1992) - *Protozoan parasites of fishes*. Elsevier Amsterdam—London—New York—Tokyo.
NIGRELLI R.F. (1937) - Further studies on the susceptibility and aquired immunity of marine fish to *Epibdella mellenii.* A monogenetic trematode. *Zoologica*, N.Y. **22**: 185-192.
NIGRELLI R.F. (1943) - Causes of diseases and death of fishes in captivity. *Zoologica*, N.Y. **28**: 203-216.
OGAWA K. (1988) - Occurance of *Bivagina tai* (Monogenea: Microcotylidae) on the gills of cultured red sea bream *Pagrus major. Nippon Suisan Gakkaishi*, **54**: 65-70.
PAGGI L., PAPERNA I., ABU-BASHA L., ORECCHIA P., ELEFTHERIOU A. (1996) - Use of parasite species composition indices of fishes to measure the degreee of environmental deterioration due to pollutants and other men-made adverse effects. Contract no: AVI CT 92-0001, final report to the European Commission.

PAPERNA I. (1975) - Parasites and diseases of the grey mullet (Mugilidae) with special reference to the seas of the Near East. *Aquacult.* **5**: 65-80.

PAPERNA I. (1980) - *Amyloodinium ocellatum* (Brown, 1931) (Dinoflagellida) infections in cultured marine fish at Eilat, Red Sea: epizootiology and pathology. *J. Fish Dis.*, **3**: 363-372.

PAPERNA I. (1984a) - Review of diseases affecting cultured *Sparus aurata* and *Dicentrarchus labrax* In: *L'Aquaculture du bar et des sparides*, Barnabe G., Billards R. eds. INRA Pub. Paris: 465-482.

PAPERNA I. (1984b) - Reproductive cycle and tolerance to temperature and salinity of *Amyloodinium ocellatum* (Brown, 1931). *Ann. Parasitol. Hum. Comp.*, **59**: 7-30.

PAPERNA I. (1991) - Diseases caused by parasites in the aquaculture of warm water fish. *Ann. Rev. Fish Dis.*, **1**: 155-194.

PAPERNA I., BAUDIN-LAURENCIN F. (1979) - Parasitic infections of sea bass, *Dicentrarchus labrax* and guilthead sea bream, *Sparus aurata*, in mariculture facilities in France. *Aquaculture*, **16**: 173-175.

PAPERNA I., ZWERNER D.E. (1976) - Parasites and diseases of striped bass, *Morone saxatilis* (Walbaum) from the lower Chesapeakebay. *J. Fish Biol.*, **9**: 267-287.

PAPERNA I., DIAMANT A., OVERSTREET R.M. (1984) - Monogenea infestations and mortality in wild and cultured Red Sea fishes. *Helgol. Meersunters.*, **37**: 445-462.

PAPERNA I., SABNAI I., COLORNI A. (1982) - An outbreak of lymphocystis in *Sparus aurata* L. in the gulf of Aqaba, Red Sea. *J. Fish Dis.*, **5**: 433-437.

SIKAMA Y. (1960) - Contribution to the biological study of the diseases and parasites in fish in Japan. No. 2. White spot disease in marine fish and some similar diseases. *Bull. Mar. Sci. Jap. Inst. Mar. Sci.*, **2**: 93-97 (in Japanese).

SILAN P., CABRAL P., MAILLARD C. (1985) - Enlargement of the host range of a *Polylabris tubicirrus* (Monogenea Polyopisthocotylea) under fish farming conditions. *Aquaculture*, **47**: 267-270.

SITJA -BOBADILLA A., ALVAREZ-PELLITERO P. (1993) - Pathologic effects of *Sphaerospora dicentrarchi* Sitja-Bobadilla and Alvarez-Pelliteo 1992 and *S. testicularis* Sitja-Bobadilla and Alvarez-Pelliteo 1990 (Myxosporea: Bivalvulida) parasitic in the Mediterranean sea bass *Dicentrarchus labrax* L. and the cell mediated immune reaction: a light and electron microscopic study. *Parasitol. Res.*, **79**: 119-129.

SNIESZKO S.F., BULLOCK G.L.,HOLLIS E., BOONE J.G. (1964) - *Pasteurella* sp. from an epizootic of white perch (*Roccus americanus*) Chesapeake bay tidewater areas. *J. Bacteriol.*, **88**: 1814-1815.

TORENZO A.E., BARREIRO S., CASAL J.F., FIGUERAS A., MARARINOS B., BARJA J.L. (1991) - Pasteurellosis in culture gilthead seabream (*Sparus aurata*) first report in Spain. *Aquaculture*, **99**: 1-15.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 390-400

A. Barbaro, A. Francescon, A. Libertini, G. Bozzato*, M. Nassi**, F. Calderazzo***, L. Colombo**

Istituto Biologia Mare, CNR, Castello, 1364 - 30122 Venezia, Italia.
*ESAV, Regione Veneto, Italia.
**Dip. Biologia, Università Padova, Italia.
***Ist. Oncologia, Università Padova, Italia.

MANIPOLAZIONE CROMOSOMICA NEL BRANZINO, *DICENTRARCHUS LABRAX* L.: OSSERVAZIONI A BREVE E MEDIO TERMINE SULLA PROGENIE OTTENUTA

SHORT- AND MIDDLE-TERM EFFECTS OF CHROMOSOME SET MANIPULATION IN EUROPEAN SEABASS, *DICENTRARCHUS LABRAX* L.

Abstract

Chromosome set manipulation was applied to increase European seabass (Dicentrarchus labrax *L.*) *productivity. Polyploid and gynogenetic seabass offsprings were produced, as assessed by karyology. Survival at hatching was similar for triploids (23-46%) and meiogynogenotes (23-40%); tetraploids (6-25%) and mitogynogenotes (1%) displayed lower survival and both of them experienced high mortality in subsequent development. Two-year-old triploids are sterile, while surprisingly meiogynogenotes differentiate partly into males (39%).*

Key-words: chromosome set manipulation, seabass, polyploidy, gynogenesis.

Introduzione

L'impiego della manipolazione cromosomica in pesci teleostei di allevamento rappresenta un approccio tecnologico capace di fornire in molti casi progenie con caratteristiche superiori dal punto di vista produttivo. La triploidia induce sterilità nella progenie il cui tasso di crescita postpuberale può risultare più elevato. Con la tetraploidizzazione, invece, si ottengono individui che, al raggiungimento della maturità sessuale, possono essere incrociati con soggetti diploidi normali per generare direttamente triploidi. Effettuando la fecondazione con sperma geneticamente inattivato, si ottiene una progenie ginogenote il cui corredo cromosomico può essere diploidizzato sopprimendo la ripresa della seconda divisione meiotica (meioginogenesi) oppure sopprimendo il processo della mitosi alla prima segmentazione dello zigote (mitoginogenesi). I ginogenoti, in specie con omogametia femminile e stretta determinazione genetica del sesso, risultano essere solo femmine e presentano parziale (meioginogenoti) o totale (mitoginogenoti) omozigosi con conseguente riduzione o completa eliminazione del carico genetico.

L'applicazione di queste tecniche, che ha inizialmente interessato i pesci d'acqua dolce (Thorgaard, 1995), si sta estendendo anche alle specie marine d'allevamento e, per quanto concerne il bacino del Mediterraneo, al branzino (*Dicentrarchus labrax* L.) e all'orata (*Sparus aurata* L.) (Francescon *et al.*, 1995; Zanuy *et al.*, 1994; Colombo *et al.*, 1995, 1996; Gorshkova *et al.*,1995, 1996; Barbaro *et al.*, 1997; Curatolo *et al.*, 1996; Garrido-Ramos *et al.*, 1996). Per queste due specie, tuttavia, non è stato ancora chiaramente stabilito se in seguito alla manipolazione cromosomica si possano ottenere significativi miglioramenti produttivi.

Scopo di questo lavoro è stato, pertanto, quello di seguire per più anni di allevamento lotti poliploidi e ginogenetici di *D. labrax* al fine di valutarne la capacità di sopravvivenza, la crescita e la maturazione sessuale.

Materiali e metodi

Durante la sperimentazione, effettuata nel periodo gennaio-aprile degli anni 1994-1997 in un impianto ittico presso Venezia, i riproduttori di branzino (30 femmine e 16 maschi) sono stati allevati alla temperatura di 11-13 °C, con salinità di 32-34 ppt e fotoperiodo naturale. Per l'induzione ormonale dei riproduttori, la raccolta e la conservazione dei gameti, e la fecondazione artificiale si sono seguiti i protocolli riportati in Colombo *et al.* (1995). Per ciascuna sperimentazione sono state stimate, entro 4 h dalla fecondazione, la percentuale di segmentazione delle uova (suddivisione in blastomeri) e, dopo 80 h, la percentuale di schiusa (numero di larve schiuse∗100/numero di uova segmentate seminate).

I triploidi sono stati ottenuti provocando la ritenzione del secondo globulo polare tramite shock termico freddo sottoponendo le uova, 5 min dopo la fecondazione, ad una temperatura di 0-2 °C per la durata di 20 min. La tetraploidia è stata conseguita impedendo la citodieresi della prima divisione mitotica con shock pressorio idrostatico (69-83 MPa), applicato per 4-7 min, 60-90 min dopo la fecondazione. Per produrre i ginogenoti si è utilizzato sperma diluito sottoposto ad irraggiamento UV (254 nm) per una dose totale pari a 30 o 60 mJ/cm^2 in modo da neutralizzare il genoma spermatico. Oociti fecondati con sperma irradiato sono stati sottoposti a shock termico freddo per ottenere dei meioginogenoti oppure a shock pressorio per produrre dei mitoginogenoti, analogamente a quanto precedentemente indicato. Complessivamente, durante i quattro anni di indagine, sono state compiute 18 prove di poliploidizzazione (10 di triploidia, 8 di tetraploidia) e 22 di ginogenesi (14 di meioginogenesi, 8 di mitoginogenesi). Nelle prove sperimentali, per la messa a punto dei metodi, sono state utilizzate 1.000-20.000 uova per ciascuna prova mentre in quelle produttive fino a 120.000. Per controllare l'efficacia della neutralizzazione del genoma nello sperma irradiato, nei lotti sottoposti a ginogenesi una parte delle uova fecondate (1.000-18.000) è stata incubata senza ulteriori manipolazioni in modo da dare origine a progenie aploide, per la quale era atteso il manifestarsi della caratteristica sindrome abortiva (Sugama *et al.*, 1990). Per ogni gruppo sottoposto a manipolazione cromosomica, una parte delle uova fecondate con sperma normale (1.000-120.000) veniva incubata senza manipolazione per verificare la qualità degli oociti utilizzati (diploidi di controllo). Nel corso della sperimentazione sono state effettuate osservazioni morfologiche volte ad evidenziare eventuali alterazioni macroscopiche esterne in embrioni e larve dei gruppi manipolati, rispetto ai controlli diploidi.

I gruppi di branzini manipolati mantenuti in allevamento sono stati pesati (peso totale fresco) e misurati (lunghezza alla furca) periodicamente (due-tre volte all'anno) per determinarne l'accrescimento (il numero dei pesci campionati è riportato in tabella 3). Dopo due anni di vita, parte degli individui manipolati è stata sacrificata per determinarne il sesso. Le femmine sono state riconosciute in base allo sviluppo nelle gonadi delle lamelle ovigere in cui si sono determinati gli stadi di maturazione dei follicoli presenti. E' stato, inoltre, rilevato il peso delle gonadi nei triploidi e nei diploidi, e calcolato l'indice gonado-somatico (IGS: peso gonadi∗100/peso totale fresco).

La ploidia è stata verificata costantemente nei primissimi stadi di sviluppo (embrione o larva) e durante l'allevamento (dopo 1, 8, 10 mesi per i tetraploidi e 1, 3, 19, 31 mesi per i triploidi), in modo da determinare la frazione di individui con il cariotipo manipolato atteso presenti nella popolazione. Per gli embrioni e le larve (30-50 per esperimento) la ploidia è stata determinata contando i cromosomi di nuclei in metafase mitotica oppure valutando il numero massimo di nucleoli per nucleo (Libertini *et al.*, 1996). Per l'allestimento dei preparati cariologici ci si è avvalsi del metodo diretto o di colture cellulari originate da gruppi di embrioni o larve, seguendo le tecniche proposte da Ueda (1986). La ploidia dei giovanili e di tutti gli adulti, di cui si è valutato l'accrescimento e/o lo sviluppo gonadico, è stata controllata sia tramite l'analisi citofluorimetrica in flusso di campioni di sangue, allestiti come indicato in Colombo *et al.* (1995), sia mediante il conteggio dei cromosomi in metafase di fibroblasti in coltura originati da porzioni di pinna (Ueda, 1986).

Le medie sono riportate con i relativi limiti fiduciali ($P<0,05$) e statisticamente confrontate con ANOVA I ($P<0,05$).

Attualmente sono in allevamento due gruppi triploidi (ciascuno costituito da un centinaio di branzini di due e tre anni di età), due di meioginogenoti (circa 60 individui di due e tre anni) ed un gruppo diploide di controllo (110 branzini di due anni).

Risultati

Lo shock termico freddo è stato ben tollerato dalle uova di branzino fecondate con sperma normale, come è rilevabile dalle percentuali di schiusa (23-46%) e dall'inalterata morfologia delle larve. Tale trattamento è risultato efficace nel bloccare la ripresa della seconda divisione meiotica dando origine ad individui che, all'analisi cariologica iniziale, sono risultati in massima parte triploidi (89-100%) (Tab. 1; Fig. 1). L'applicazione dello shock pressorio idrostatico per bloccare la prima divisione di segmentazione ed indurre così la tetraploidia, ha compromesso la percentuale di schiusa (6-25%) e nella progenie la frequenza di individui con cariotipo 4n=96 cromosomi è risultata estremamente variabile (17-92%)

Tab. 1 - Effetti a breve termine sullo sviluppo dell'uovo di branzino e percentuali di induzione alla poliploidia ed alla ginogenesi.
Short-term effects on egg development in seabass and percentages of polyploidy and gynogenesis induction.

Ploidia attesa	Sperma	Shock	Segmentazione(%)	Schiusa (%)	Ploidia verificata(%)
POLIPLOIDI					
4n tetraploidi	normale	pressorio	86 -100	6 - 25	17 - 92
3n triploidi	normale	freddo	24 - 99	23 - 46	89 -100
GINOGENOTI					
2n meiotici	irradiato	freddo	15 - 52	23 - 40	83 -100
2n mitotici	irradiato	pressorio	81 - 91	0 - 1	75 - 92
APLOIDI					
n aploidi	irradiato	nessuno	40 - 90	2 - 3	92 - 96
DIPLOIDI					
2n controllo	normale	nessuno	57 -100	17 -100	100

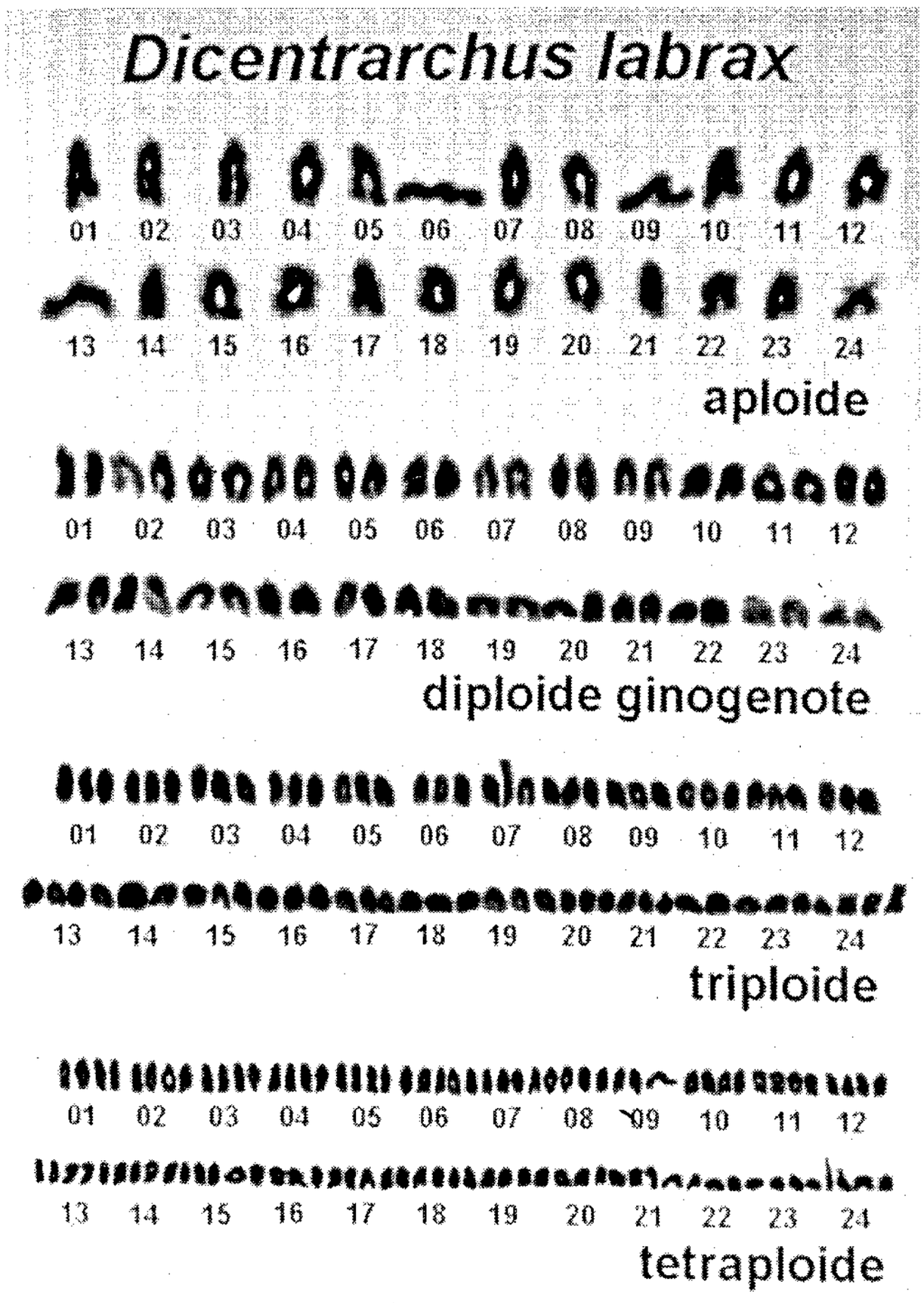


Fig. 1 - Cariotipi di branzino aploide (n=24), diploide ginogenote (2n=48), triploide (3n=72) e tetraploide (4n=96).

Seabass karyotypes: haploid (n=24), diploid gynogen (2n=48), triploid (3n=72) and tetraploid (4n=96).

(Tab. 1; Fig. 1). I branzini tetraploidi non presentavano macroscopiche anomalie rispetto ai diploidi di controllo, sebbene eccezionalmente si siano osservati embrioni tetraploidi anormali (un solo corpo con due teste, o viceversa), che morivano prima o immediatamente dopo la schiusa.

L'esposizione dello sperma ad irraggiamento UV è risultata efficace nel neutralizzare il genoma degli spermatozoi senza comprometterne la capacità di attivare gli oociti; infatti nei controlli aploidi sono state riscontrate percentuali di segmentazione analoghe a quelle dei diploidi (Tab. 1); tuttavia, come atteso, la mortalità alla schiusa è stata pressoché totale per il manifestarsi della sindrome aploide. L'analisi cariologica effettuata su tali controlli ha sempre evidenziato il cariotipo aploide costituito da n=24 cromosomi (Fig. 1). Quando gli oociti sono stati fecondati con sperma irradiato e sottoposti a shock termico freddo, prima del termine della meiosi seconda, o a shock pressorio, per prevenire la prima divisione mitotica, si sono ottenuti branzini rispettivamente meioginogenoti e mitoginogenoti. La loro condizione diploide è stata verificata cariologicamente, risultando negli embrioni sempre superiore al 75% per ambedue le manipolazioni (Tab. 1). La condizione diploide dei ginogenoti, quella aploide dei controlli

aploidi e la mortalità totale di questi ultimi hanno confermato l'eredità esclusivamente materna dei ginogenoti. Mentre alla schiusa la sopravvivenza dei meioginogenoti (23-40%) era simile a quella dei triploidi (23-46%), nei mitoginogenoti la sopravvivenza risultava drasticamente ridotta raggiungendo al massimo l'1%.

Nei gruppi di branzini poliploidi è stato verificato periodicamente l'assetto cariologico a partire dallo stadio larvale sino all'adulto. Per tutti i campionamenti effettuati durante i 31 mesi di allevamento dei triploidi, nel 100% degli individui è stata verificata la ploidia 3n attesa (Tab. 2). In un gruppo di branzini sottoposti al trattamento per l'induzione della tetraploidia, la percentuale degli individui con genoma 4n è risultata del 56% alla schiusa per ridursi poi, dopo un solo mese di allevamento, al 33%. Nei campionamenti successivi, l'analisi cariologica non rilevava alcun tetraploide ma erano presenti esclusivamente individui diploidi (Tab. 2); questi ultimi dopo 11 mesi di allevamento avevano lo stesso accrescimento ponderale dei diploidi non sottoposti a shock pressorio (16,9 ±3,3 g e 15,5±1,6 g, rispettivamente).

Tab. 2 - Percentuali di individui poliploidi presenti nei gruppi sperimentali di branzino alla schiusa e durante il periodo di allevamento.
Percentages of polyploid offspring in seabass experimental groups at hatching and during rearing.

TETRAPLOIDI					**TRIPLOIDI**					
Tempo (mesi)	0	1	8	10	Tempo (mesi)	0	1	3	19	31
Ploidia **4n** (%)	**56**	**33**	**0**	**0**	Ploidia **3n** (%)	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**
Ploidia 2n (%)	44	67	100	100	Ploidia 2n (%)	0	0	0	0	0
N° individui	36	12	20	28	N° individui	10	50	10	13	18

Nel gruppo dei branzini triploidi allevati per 20 mesi, la crescita è stata costantemente inferiore a quella dei diploidi di controllo e la taglia raggiunta era rispettivamente di 115±10 g e 158±12 g (Tab. 3); intermedia a questi due gruppi è risultata la crescita dei meioginogenoti che hanno raggiunto un peso di 126 ±25 g. Nei branzini allevati per 31 mesi l'accrescimento dei triploidi è stato significativamente inferiore a quello dei ginogenoti in tutti i controlli effettuati ed i pesi raggiunti sono stati di 241±16 g per i triploidi e di 365±23 g per i ginogenoti (Tab. 3).

Già alla fine del secondo anno, quando non era stata ancora raggiunta la completa maturità sessuale, il peso medio degli ovari e l'IGS delle femmine triploidi risultavano significativamente inferiori a quelli del controllo diploide (Tab. 4); mentre il peso degli ovari dei triploidi corrispondeva in media al 14% del controllo, la diminuzione del peso testicolare era meno accentuata (63% del controllo in media) e comunque non significativamente differente rispetto al controllo. Nelle lamelle ovigere delle femmine triploidi erano presenti soltanto rari oociti previtellogenici, mentre in quelle dei diploidi coetanei gli oociti erano abbondantemente distribuiti. Inoltre, nei diploidi erano già presenti oociti in vitellogenesi a vari stadi di maturazione (variazione del diametro: 157-343 μm).

Nel gruppo di meioginogenoti esaminato dopo 31 mesi di allevamento, che portando un genoma di origine esclusivamente materna doveva essere composto

Tab. 3 - Crescita dei gruppi di branzino manipolati (triploidi, ginogenoti) e del controllo (diploidi) durante l'allevamento. Le medie sono seguite dai limiti fiduciali (P<0,05).
Growth of triploid, gynogenetic and diploid control seabass groups during rearing. Means values are followed by confidence limits.

Tempo (mesi)	4	8	13	16	20		
Triploidi							
Peso (g)	**2.7**^{a}±0.2	**38**^{a}±5.8	**21**^{a}±2.8	**42**^{a}±5.4	**115**^{a}±10.3		
n°	93	50	43	101	109		
Ginogenoti							
Peso (g)	**2.6**^{a}±0.6	**37**^{a}±8.7	**32**^{b}±9.5	**54**^{ab}±17.6	**126**^{a}±25.3		
n°	31	37	30	26	25		
Diploidi							
Peso (g)	**4.3**^{b}±0.4	**42**^{a}±4.8	**32**^{b}±4.1	**60**^{b}±5.8	**158**^{b}±11.7		
n°	50	50	42	100	110		
Tempo (mesi)	3	5	13	19	24	28	31
Triploidi							
Peso (g)	**0.7**^{a}±0.04	**7.0**^{a}±0.6	**27**^{a}±2.3	**78**^{a}±5.1	**84**^{a}±5.8	**127**^{a}±9.4	**241**^{a}±15.7
n°	100	49	95	83	80	78	72
Ginogenoti							
Peso (g)	**1.2**^{b}±0.05	**8.3**^{b}±0.8	**33**^{b}±2.3	**117**^{b}±6.4	**126**^{b}±7.2	**193**^{b}±14.9	**365**^{b}±23.4
n°	99	50	43	37	36	35	36

Per ciascun tempo di crescita, le medie con diversa lettera differiscono significativamente

in teoria da sole femmine, si è riscontrata la presenza del 39% di maschi con un IGS medio di 0,18±0,08. In un lotto di diploidi normali ottenuto per riproduzione artificiale ed allevato in parallelo presso lo stesso impianto, la percentuale di femmine, su 70 esemplari esaminati, è risultata dell'80%.

Tab. 4 - Peso delle gonadi ed indice gonadosomatico (IGS) nei gruppi sperimentali di branzino a due anni di età: triploidi e controllo diploide.
Gonadal weight and gonado-somatic index (IGS) in two-year-old seabass experimental groups: triploids and control diploids.

Gruppo	N°	Peso gonadi (mg)	IGS (%)	Gruppo	N°	Peso gonadi (mg)	IGS (%)
FEMMINE				**MASCHI**			
Triploidi	22	**79**^{a} ±28	**0.06**^{c} ±0.02	Triploidi	13	**26**^{A} ±12	**0.03**^{B} ±0.01
Diploidi	56	**570**^{b} ±78	**0.36**^{d} ±0.03	Diploidi	14	**41**^{A} ±24	**0.04**^{B} ±0.01

Le coppie di medie con diverso esponente differiscono significativamente

Discussione

Con le tecniche di manipolazione cromosomica applicate in questo lavoro è stato possibile ottenere progenie poliploide e ginogenote di branzino; allo stadio di embrione o larva, il successo del blocco meiotico indotto dallo shock termico freddo, dopo fecondazione con sperma normale od irradiato, è risultato superiore al 75% come confermato dall'analisi cariologica. Risultati simili per quanto riguarda la triploidizzazione e la ginogenesi meiotica in questa specie sono stati

ottenuti anche da altri Autori applicando shock termici (freddi e/o caldi: Colombo *et al.*,1995, 1996; Curatolo *et al.*, 1996; Gorshkova *et al.*,1995, 1996; Barbaro *et al.*, 1997) o pressori (Zanuy *et al.*, 1994). Tuttavia, anche se il successo della manipolazione ai primi stadi di sviluppo è risultato soddisfacente, non tutte le caratteristiche attese nella progenie sembrano pienamente manifestarsi a medio termine; ad esempio, nei branzini triploidi, se da un lato la sterilità gonadica sembra confermata, dall'altro la loro crescita ponderale rimane ancora limitata.

In effetti, gli ovari dei branzini triploidi di due anni esaminati in questo lavoro, pur conservando l'organizzazione della normale gonade femminile distinguibile per la presenza delle tipiche lamelle ovigere, presentavano uno sviluppo fortemente ridotto con soltanto rarissimi oociti previtellogenici dispersi nello stroma lamellare. Questo suggerisce per i triploidi un quadro tipico di sterilità gonadica, confermato anche dal confronto con gli ovari dei branzini diploidi di controllo che, pur non avendo raggiunto la completa maturità sessuale al secondo anno di allevamento, mostravano lamelle ovigere già con numerosi oociti previtellogenici ed altri a maturazione più avanzata; una simile condizione gonadica è stata rilevata anche da Blázquez *et al.* (1995) in branzini diploidi al secondo anno di allevamento. La sterilità nei teleostei triploidi è stata attribuita ad irregolarità nella meiosi dovute all'appaiamento di un numero dispari di cromosomi omologhi durante la profase I, con conseguente formazione di gameti aneuploidi (Thorgaard, 1983). Ciò può portare ad un rudimentale sviluppo gonadico (sterilità gonadica) oppure allo sviluppo di gonadi che però producono gameti anormali non fertili (sterilità gametica) (Kitamura *et al.*, 1991; Colombo *et al.*, 1996). Nei branzini triploidi di due anni, controllati in questo lavoro, la riduzione del peso dei testicoli è risultata meno accentuata di quella degli ovari, in accordo con quanto normalmente riscontrato tra maschi e femmine triploidi di altre specie di teleostei (Thorgaard, 1983). In branzini triploidi della stessa età la spermatogenesi sembra bloccata allo stadio di spermatocita primario (Colombo *et al.*, 1996). In ogni caso si dovrà attendere il raggiungimento della taglia a cui normalmente viene completata la maturità sessuale per meglio definire il tipo di sterilità indotta dalla triploidia in questa specie, soprattutto per quanto riguarda i maschi.

I triploidi dovrebbero essere caratterizzati da maggior crescita postpuberale, in quanto il dispendio energetico normalmente associato allo sviluppo gonadico può essere diretto a totale vantaggio dell'accrescimento somatico (Thorgaard, 1983). Comunque, dopo 20 e 31 mesi di allevamento, la taglia dei due gruppi di branzini triploidi (115 g e 241 g, rispettivamente) è risultata circa il 70% di quella dei diploidi di controllo. Tuttavia, Colombo *et al.* (1996) hanno riscontrato che, con un regime termico favorevole in grado di accelerare la crescita, il peso di branzini triploidi al terzo anno di allevamento (circa 1200 g) può risultare comparabile a quello dei controlli. Poiché nel branzino la maturità sessuale viene raggiunta in rapporto alla taglia piuttosto che all'età (Roblin e Bruslé, 1983), occorrerà verificare se l'aumento postpuberale della crescita dei triploidi si manifesti tanto più precocemente quanto più favorevoli siano le condizioni di allevamento.

Nei gruppi di branzini poliploidi da noi ottenuti, le verifiche cariologiche periodicamente effettuate hanno evidenziato come lo shock termico freddo e l'assetto triploide siano ben tollerati dal branzino anche dopo 31 mesi di allevamento. D'altro canto, invece, gli individui tetraploidi, che dopo la schiusa costituivano circa la metà del lotto sperimentale, sono progressivamente scomparsi entro un anno mentre sono sopravvissuti soltanto i branzini che risultavano

ancora diploidi pur avendo subito il medesimo shock pressorio; l'accrescimento ponderale di questi ultimi era nella norma. Finora progenie tetraploide è stata ottenuta soltanto in teleostei d'acqua dolce e generalmente con induzioni e sopravvivenze piuttosto basse (Mair, 1993; Goudie *et al.*, 1995). Sembrano fare eccezione quelle specie che, presentando occasionalmente tetraploidi naturali, mostrano una maggiore tolleranza alla poliploidizzazione indotta, come ad esempio alcuni ciprinidi (Arai *et al.*, 1993).

Al contrario nei salmonidi, sottoponendo uova a shock pressorio (67 MPa) si sono osservate nei tetraploidi anomalie nello sviluppo e nella struttura dei cromosomi direttamente correlabili allo shock pressorio praticato (Yamazaki e Goodier, 1993). Tuttavia, nel branzino una pressione idrostatica di 55 MPa per ottenere individui poliploidi ha dato alti tassi di sopravvivenza (Zanuy *et al.*, 1994). Inoltre, nei nostri gruppi sperimentali, la bassa incidenza di embrioni malformati e la sopravvivenza prolungata dopo lo shock pressorio dei soli diploidi sembrano indicare che, all'effetto della manipolazione, possa essere associato uno svantaggio dovuto al genoma tetraploide. A questo riguardo, in altri teleostei sottoposti a poliploidizzazione è stato evidenziato che, rispetto ai diploidi, il volume nucleare e cellulare degli eritrociti risulta proporzionalmente incrementato (Goudie *et al.*, 1995). Ciò può comportare una riduzione del numero degli eritrociti, del loro rapporto superficie/volume e, quindi, dell'area totale di scambio gassoso per unità di volume di sangue rispetto ai diploidi; pertanto, anche se in ambedue le ploidie la quantità di emoglobina nel sangue rimane invariata, a causa della diminuzione dell'area totale di scambio i triploidi possono risultare più suscettibili alle basse concentrazioni di ossigeno (Aliah *et al.*, 1991). Anche nei branzini triploidi è stato dimostrato un aumento nelle dimensioni degli eritrociti (Libertini *et al.*, 1996) ed è, quindi, verosimile che ciò avvenga ancor di più nei tetraploidi, riducendo la loro capacità di adattamento all'ambiente di allevamento ove le condizioni di ossigenazione non sono sempre ottimali. Un'ulteriore indicazione per separare gli effetti dovuti allo shock pressorio da quelli derivanti dalla condizione tetraploide nel branzino potrebbe essere ricavata dai mitoginogenoti che hanno subito lo stesso tipo di manipolazione ma mantengono un cariotipo diploide. Tuttavia, probabilmente a causa della loro totale omozigosi che ha permesso il simultaneo manifestarsi di tutti i geni recessivi, anche di quelli letali o sfavorevoli, la sopravvivenza già alla schiusa è risultata estremamente bassa, vanificando ogni tentativo di prolungarne l'allevamento. Come ipotizzato da Chourrout (1984), per ottenere dei mitoginogenoti converrebbe ricorrere a genitori meioginogenoti, che essendo solo parzialmente omozigoti, permettono di diluire l'espressione del carico genetico in due successive generazioni. Per tale scopo, al raggiungimento della maturità sessuale, saranno utilizzati i branzini meioginogenoti tuttora in allevamento.

E' interessante notare che il gruppo di branzini ottenuto per meioginogenesi, e quindi dotato di genoma di esclusiva origine materna, è risultato composto anche da maschi (39%), apparentemente normali, con uno sviluppo gonadico (IGS 0,2) simile a quello riscontrato in individui selvatici di analoghe dimensioni (IGS 0,3; Pickett e Pawson, 1994). La presenza di maschi, tuttavia, è stata osservata anche in altri gruppi di branzini meioginogenoti allevati in diverse condizioni ambientali (30-36%, Colombo *et al.*, 1996; 17%, Gorshkova *et al.*, 1996). Inoltre, nei branzini diploidi di allevamento, il rapporto sessi risulta variabile e di solito a favore dei maschi (79-90%, Blázquez *et al.*, 1995; 78%, Gorshkova *et al.*, 1996),

tuttavia non mancano segnalazioni in senso opposto (47-52%, Colombo *et al.*, 1996; 20% in questo lavoro). Tali dati inducono a ritenere che, per il branzino, non vi sia un determinismo del sesso di tipo esclusivamente cromosomico capace di produrre eterogametia maschile o femminile. In effetti, la presenza di cromosomi sessuali differenziati nel cariotipo delle specie del genere *Dicentrarchus* è stata esclusa da indagini cariologiche (Vitturi *et al.*, 1990). Anche in altre specie di teleostei il rapporto sessi risulta estremamente variabile e non riconducibile al modello dell'eterogametia classica, quanto piuttosto ad un sistema poligenico diffuso, eventualmente in combinazione con influenze ambientali (Chourrout, 1988). Tuttavia, nel branzino il solo sistema poligenico non spiegherebbe, con la ricombinazione dovuta al crossing over, l'alta incidenza di maschi (17-39%) nella progenie meioginogenote. Inoltre, in questa specie, il sesso genetico sembra essere piuttosto labile, in quanto in lotti normali sottoposti a somministrazione di ormoni sessuali è stato possibile ottenere il 100% di maschi (Blázquez *et al.*, 1995; Colombo *et al.*, 1996; Gorshkova *et al.*, 1996) o di femmine (Gorshkova *et al.*, 1996), nonché la completa mascolinizzazione in gruppi di meioginogenoti (Colombo *et al.*, 1996). Tali esperimenti hanno dimostrato che la gonade del branzino resta indifferenziata per un tempo abbastanza lungo durante il quale è sensibile ad agenti esogeni, per cui si può supporre che altri fattori giochino un ruolo fondamentale nell'espressione del sesso fenotipico. Nei pesci sono state proposte numerose forme di determinazione ambientale del sesso è tra queste la più comune sembra essere quella dovuta alla temperatura (Strüssmann e Patiño, 1995): basse temperature possono favorire la differenziazione gonadica in senso femminile, come dimostrato negli aterinidi - e come potrebbe essere anche per il branzino - mentre in altre specie il meccanismo può agire in senso contrario. Quindi, per approfondire gli aspetti della determinazione sessuale nel branzino sarà estremamente interessante sperimentare gli effetti delle condizioni di allevamento su progenie mitoginogenote di seconda generazione che presenta una variabilità genetica individuale nulla. Tuttavia, per questa specie, risulta già da ora evidente l'inutilità di invertire ormonalmente il sesso di parte dei meioginogenoti per ottenere pseudomaschi, dal momento che questi insorgono spontaneamente.

Conclusioni

Le tecniche di manipolazione cromosomica applicate al branzino hanno consentito di ottenere progenie poliploide e ginogenote con percentuali di successo superiori al 75% e, quindi, possono essere ora trasferite agli impianti di produzione ittica. Le caratteristiche potenziali, verificate a medio termine, confermano la sterilità dei triploidi e si è ancora in attesa di poter verificare l'aumento postpuberale della loro crescita. Tuttavia, visto che questa specie viene normalmente immessa sul mercato ad una taglia inferiore al chilogrammo, il vantaggio di utilizzare branzini triploidi sembrerebbe limitato a quelle aziende che commercializzano taglie più grandi o sono orientate verso la filettatura del prodotto. Ulteriori indagini saranno, inoltre, necessarie per poter allevare con successo progenie tetraploide. Particolarmente promettente risulta la ginogenesi sia per approfondire la conoscenza della biologia del branzino che per avviare programmi di selezione genetica dei riproduttori; infine, la presenza di maschi tra i meioginogenoti faciliterà la produzione di avannotti parzialmente purificati dal carico genetico.

Summary

Chromosome set manipulation was applied to increase European seabass (*Dicentrarchus labrax* L.) productivity. Meiotic block by cold shock in fertilized eggs produced triploid seabass (89-100%) and restored diploidy in meiogynogenotes (83-100%), obtained with UV-irradiated sperm, as assessed by karyology. Fusion of the first two blastomeres was instead achieved by hydrostatic pressure shock producing both tetraploid (17-92%) and mitogynogenetic (75-92%) seabass offsprings. Survival at hatching was similar for triploids (23-46%) and meiogynogenotes (23-40%). Tetraploids (6-25%) and mitogynogenotes (1%) displayed lower survival and both of them experienced high mortality in subsequent development. Two-year-old triploids are sterile, while surprisingly meiogynogenotes differentiate partly into males (39%). Commercial uses of polyploid and gynogenetic seabass are discussed.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano la Dr.ssa F. Meneghetti per l'assistenza tecnica, il Dr. N. Borgoni ed il Dr. J. Richard della Naturae S.r.l per l'allevamento dei branzini.

Bibliografia

ALIAH R.S., INADA Y., YAMAOKA K., TANIGUCHI N. (1991) - Effects of triploidy on hematological characteristics and oxygen consumption in ayu. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **57**: 833-836.

ARAI K., MATSUBARA K., SUZUKI R. (1993) - Production of polyploids and viable gynogens using spontaneously occurring tetraploid loach, *Misgurnus anguillicaudatus*. *Aquaculture*, **117**: 227-235.

BARBARO A., LIBERTINI A., FRANCESCON A., MENEGHETTI F., BOZZATO G. (1997) - Utilizzazione di sperma eterologo per la ginogenesi in orata (*Sparus aurata* L.) e branzino (*Dicentrarchus labrax* L.). *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 303-305.

BLÁZQUEZ M., PIFERRER F., ZANUY S., CARRILLO M., DONALDSON E.M. (1995) - Development of sex control techniques for European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) aquaculture: effects of dietary 17a-methyltestosterone prior to sex differentiation. *Aquaculture*, **135**: 329-342.

CHOURROUT D. (1984) - Pressure-induced retention of second polar body and suppression of first cleavage in rainbow trout: production of all-triploids, all-tetraploids, and heterozygous and homozygous diploid gynogenetics. *Aquaculture*, **36**: 111-126.

CHOURROUT D. (1988) - Revue sur le déterminisme génétique du sexe des poissons téléostéens. *Bull. Soc. Zool. France*, **113**: 123-144.

COLOMBO L., BARBARO A., LIBERTINI A., BENEDETTI P., FRANCESCON A., LOMBARDO I. (1995) - Artificial fertilization and induction of triploidy and meiogynogenesis in the European sea bass *Dicentrarchus labrax* L. *J. Appl. Ichthyol.*, **11**: 118-125.

COLOMBO L., BARBARO A., FRANCESCON A., LIBERTINI A., BERNEDETTI P., DALLA VALLE L., PAZZAGLIA M., PUGI L., ARGENTON F., BORTOLUSSI M., BELVEDERE P. (1996) - Potential gains through genetic improvements: chromosome set manipulation and hybridization. In: *Seabass and seabream culture: problems and prospects*, *EAS*, Verona 16-18 ottobre: 343-362.

CURATOLO A., GUNNELLA F., SANTULLI A., WILKINS N.P., D'AMELIO V. (1996) - Chromosome set manipulation in the european sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.): preliminary results. In: *Seabass and seabream culture: problems and prospects*, *EAS*, Verona 16-18 ottobre: 262-265.

FRANCESCON A., LIBERTINI A., BARBARO A., BOZZATO G., LOMBARDO I. (1995) -

Prime sperimentazioni di manipolazione cromosomica in orata (*Sparus aurata* L.). *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 317-318.

GARRIDO-RAMOS M., DE LA HERRÁN R., LOZANO R., CÁRDENAS S., RUIZ REJÓN C., RUIZ REJÓN M. (1996) - Induction of triploidy in offspring of gilthead seabream (*Sparus aurata*) by means of heat shock. *J. Appl. Ichthyol.*, **12**: 53-55.

GORSHKOVA G., GORSHKOV S., HADANI A., GORDIN H., KNIBB W. (1995) - Chromosome set manipulations in marine fish. *Aquaculture*, **137**: 149-160.

GORSHKOVA G.V., GORSHKOV S., GORDIN H., KNIBB W.R. (1996) - Sex control and gynogenetic production in European sea bass *Dicentrarchus labrax*. In: *Seabass and seabream culture: problems and prospects*, *EAS*, Verona 16-18 ottobre: 288-290.

GOUDIE C.A., SIMCO B.A., DAVIS K.B., LIU Q. (1995) - Production of gynogenetic and polyploid catfish by pressure-induced chromosome set manipulation. *Aquaculture*, **133**: 185-198.

KITAMURA H., TEONG O.Y., ARAKAWA T. (1991) - Gonadal development of artificially induced triploid red sea bream *Pagrus major. Nippon Suisan Gakkaishi*, **57**: 1657-1660.

LIBERTINI A., MENEGHETTI F., BARBARO A., FRANCESCON A. (1996) - Applicazione di due semplici tecniche per l'identificazione di ceppi poliploidi in teleostei marini. In: D. Lanari, C.R. Lerici e A. Zamorani (eds.), *Trasformazione e conservazione dei prodotti ittici, Atti workshop CNR-RAISA FLAIR FLOW EUROPE*, Ferrara 11-12 febbraio: 133-141.

MAIR G.C. (1993) - Chromosome-set manipulation in tilapia- techniques, problems and prospects. *Aquaculture*, **111**: 227-244.

PICKETT G.D., PAWSON M.G. (1994) - *Sea Bass Biology, exploitation and conservation*. Chapman and Hall (eds), Fish and Fisheries Series 12: 337 pp.

ROBLIN C., BRUSLÉ J. (1983) - Ontogenèse gonadique et différenciation sexuelle du loup *Dicentrarchus labrax* en conditions d'élevage. *Reprod. Nutr. Dévelop.*, **23**: 115-127.

STRÜSSMAN C.A., PATIÑO R. (1995) - Temperature manipulation of sex differentiation in fish. In: Goetz F.W., Thomas P. (eds), *Proceedings of the Fifth International Symposium on the Reproductive Physiology of Fish*, Austin Texas U.S.A., July 2-8: 153-157.

SUGAMA K., TANIGUCHI N., SEKI S., NABESHIMA H., HASEGAWA Y. (1990) - Gynogenetic diploid production in the red sea bream using UV-irradiated sperm of black sea bream and heat shock. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **56**: 1427-1433.

THORGAARD G.H. (1983) - Chromosome set manipulation and sex control in fish, In: W.S. Hoar, D.J. Randall, E.M. Donaldson (eds), *Fish Physiology*, Academic Press Pubblications, New York: 405-477.

THORGAARD G.H. (1995) - Biotechnological approaches to broodstock management. In: N.R. Bromage, R.J. Roberts (eds), *Broodstock management and egg and larval quality*, Blackwell Scientific Pubblication, Oxford: 76-93.

UEDA T.(1986) - Preliminary examination of obtaining chromosome preparation for fish breeding. *Bull. fac. Educ. Utsunomiya Univ.*, **36**: 81-85.

VITTURI R., MAZZOLA A., CATALANO E., LO CONTE M.R. (1990) - Karyotype analysis, nucleolar organizer regions (NORs) and C-banding pattern of *Dicentrarchus labrax* (L.) and *Dicentrarchus punctatus* (Block 1792) (Pisces Perciformes) with evidence of chromosomal structural polymorphism. *Cytologia*, **55**: 425-430.

ZANUY S., CARRILLO M., BLÁZQUEZ M., RAMOS J., PIFERRER F., DONALDSON E.M. (1994) - Production of monosex and sterile sea bass by hormonal and genetic approaches. In: *EAS Special Publication*, **21**: 321-322.

YAMAZAKI F., GOODIER J. (1993) - Cytogenetic effects of hydrostatic pressure treatment to suppress the first cleavage of salmon embryos. *Aquaculture*, **110**: 51-59.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 401-406

L. Bargelloni, S. Marcato, L. Ostellari, E. Penzo,
V. Varotto, L. Zane, T. Patarnello

Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via U. Bassi, 58/B - 35131 Padova, Italia.

GENETICA E CONSERVAZIONE DELLE RISORSE MARINE: UN ESEMPIO DI APPLICAZIONE DI NUOVI STRUMENTI TECNICI E INTERPRETATIVI

CONSERVATION GENETICS OF MARINE RESOURCES: AN EXAMPLE OF NEW TECHNICAL AND INTERPRETIVE TOOLS

Abstract

The genetic structure of three marine species has been studied using new molecular techniques. The results show that analysed Atlantic populations are genetically different from Mediterranean ones. This is an example of the use of molecular tools applied to the conservation of genetic resources.

Key-words: mtDNA, Sparidae, Atlantic krill, SSCP.

Introduzione

Le più recenti tecniche messe a disposizione dalla biologia molecolare rendono possibile il monitoraggio della variabilità genetica intra-specifica a livello di DNA. L'elevato grado di polimorfismo rilevato da questi metodi permette di determinare in modo fine la struttura genetica delle specie studiate. In particolare, è possibile individuare la presenza di *stock* genetici distinti, stimare la dimensione effettiva di una popolazione e determinare il livello di flusso genico presente tra due popolazioni.

Nel presente lavoro è stata analizzata la variabilità genetica di specie che risultano essere di notevole interesse o per la pesca e l'acquacoltura o per il particolare ruolo ecologico svolto.

Numerose sono le tecniche biomolecolari che permettono di rilevare le differenze nucleotidiche di frammenti omologhi di DNA. Tra queste, ad esempio, possiamo citare i gel di elettroforesi in gradiente denaturante (DGGE e TGGE), le amplificazioni *random* mediante DNA polimerasi (RAPD), i polimorfismi di conformazione dei filamenti a singola elica (SSCP), le sequenze dirette dei prodotti di PCR, i polimorfismi di lunghezza dei frammenti di restrizione (RLFP) e dei loci microsatelliti.

L'informazione più completa tuttavia rimane quella ottenuta con il sequenziamento diretto dei prodotti amplificati che permette non solo di individuare una mutazione ma anche la sua localizzazione e natura. Questo metodo risulta pero' essere elevato nei costi e molto laborioso in quanto un numero limitato di campioni per volta può essere analizzato. Per ridurre questi inconvenienti, dunque, abbiamo adottato una metodologia che combina la tecnica dell'SCCP (Orita *et al.*, 1989) e il sequenziamento diretto. Infatti, dapprima abbiamo analizzato mediante SSCP i campioni suddividendoli in classi di mobilità. Questa tecnica infatti permette di rilevare le diverse conformazioni assunte dal filamento a singola elica in base alla sequenza nucleotidica. Con questo metodo si rilevano

differenze tra sequenze anche di una sola base; la sensibilità, ottimale per frammenti fino a 200 paia di basi (Ostellari *et al.*, 1996), scende all'80% per frammenti di 300-350 paia di basi (Sheffield *et al.*, 1993). In seguito, viene sequenziato solo il DNA di alcuni individui, in modo da rappresentare ciascuna classe di mobilità.

Qui di seguito riportiamo i risultati ottenuti in tre specie diverse: *Pagellus bogaraveo e Lithognathus mormyrus* appartenenti alla famiglia degli Sparidae (Perciformi, Teleostei) e *Meganycthiphanes norvegica* (krill atlantico) (Eufausiidae, Malacostraca), allo scopo di illustrare, mediante un esempio concreto, il significato e l'efficacia delle tecniche messe a disposizione dalla biologia molecolare.

Materiali e metodi

Il campionamento delle specie prese in esame è stato effettuato in diverse località del Mar Mediterraneo e dell'Oceano Atlantico, con una numerosità per campione di 25-50 individui da ogni località geografica. Per ciò che riguarda le due specie di teleostei i campioni provengono da tre aree distinte del Mediterraneo (Mar Mediterraneo Orientale (Creta), Mar Adriatico Meridionale e Mar Mediterraneo Occidentale (Malaga)) e dall'Oceano Atlantico (costa meridionale del Portogallo (Faro)).

Per il krill le aree di provenienza sono il Mar Ligure, il Mare di Scozia e il Mare del Nord.

Usando dei *primers* specie-specifici sono state amplificate mediante amplificazione a catena in vitro (PCR) due diverse regioni del genoma mitocondriale: parte del gene ND1 per *M. norvergica* (150 paia di basi) e parte del D-loop (180 paia di basi) per le due specie di teleostei.

Con la tecnica dell'SSCP sono stati identificate diverse classi di mobilità elettroforetica in gel non denaturante di poliacrilamide. Successivamente sono stati sequenziati alcuni individui per ogni classe aplotipica.

La presenza di differenze genetiche tra le diverse popolazioni è stata valutata mediante Φst (Excoffier *et al.*, 1992), l'equivalente molecolare della statistica Fst di Wright (1978) che tiene conto oltre che della frequenza degli aplotipi anche della loro distanza nucleotidica. Per la costruzione della genealogia degli aplotipi in *L. mormyrus* a partire dalle matrici di distanza genetica è stato utilizzato il metodo dell'UPGMA.

Maggiori dettagli riguardo ai siti di campionamento e ai metodi utilizzati saranno riportati in articoli successivi, attualmente in preparazione. Gli autori sono comunque disponibili a fornire ogni chiarimento specificamente richiesto.

Risultati

Le tecniche utilizzate hanno rivelato una notevole variabilità genetica nelle tre specie analizzate. Sono stati identificati 6 aplotipi mitocondriali su 150 individui esaminati di *M. norvergica*, 13 aplotipi su 127 individui di *P. bogaraveo* e 24 aplotipi su 100 individui di *L. mormyrus*.

L'analisi delle frequenze delle diverse classi aplotipiche mediante la statistica Φst ha evidenziato che per tutte e tre le specie i campioni provenienti dal Mar Mediterraneo sono significativamente eterogenei geneticamente rispetto a quelli provenienti da aree "atlantiche". Tale eterogeneità nelle frequenze

geniche è suggerita da valori di Φst significativamente diversi da quelli attesi in caso di omogeneità genetica (Tabb. 1, 2, 3).

Tab. 1 - Valori della statistica Φst nei confronti tra popolazioni di *Pagellus bogaraveo* (con * sono indicati i casi in cui vi è una deviazione significativa ($p < 0.05$) rispetto all'atteso).

Φst values of pairwise comparisons between populations of *Pagellus bogaraveo* (significant ($p < 0.05$) deviations from the null hypothesis are indicated with *).

	M. Adriatico	M. Mediterraneo occidentale	M. Mediterraneo orientale
M. Mediterraneo occidentale	-0.002		
M. Mediterraneo orientale	-0.023	0.006	
O. Atlantico	0.038*	0.075*	0.035*

Tab. 2 - Valori della statistica Φst nei confronti tra popolazioni di *L. mormyrus* (con * sono indicati i casi in cui vi è una deviazione significativa ($p < 0.05$) rispetto all'atteso).

Φst values of pairwise comparisons between populations of *L. mormyrus* (significant ($p < 0.05$) deviations from the null hypothesis are indicated with *).

	M. Adriatico	M. Mediterraneo occidentale	M. Mediterraneo orientale
M. Mediterraneo occidentale	-0.01		
M. Mediterraneo orientale	-0.007	-0.018	
O. Atlantico	0.861*	0.88*	0.856*

Tab. 3 - Valori della statistica Φst nei confronti tra popolazioni di *M. norvergica* (con * sono indicati i casi in cui vi è una deviazione significativa ($p < 0.05$) rispetto all'atteso).

Φst values of pairwise comparisons between populations of *M. norvergica* (significant ($p < 0.05$) deviations from the null hypothesis are indicated with *).

	M. Ligure	Mar del Nord
M. del Nord	0.084 *	
Atlantico	0.167 *	0.004

L'analisi filogenetica degli aplotipi mostra che mentre per due specie (*M. norvergica* e *P. bogaraveo*) le differenze tra campioni riguardano solo le frequenze osservate per i diversi aplotipi (dati non riportati), per *L. mormyrus* vi è una strutturazione "filogenetica" degli aplotipi, in due *clades*, con una considerevole distanza genetica tra essi: uno dei due gruppi filogenetici rappresenta le popolazioni mediterranee, l'altro invece quella atlantica (Fig. 1).

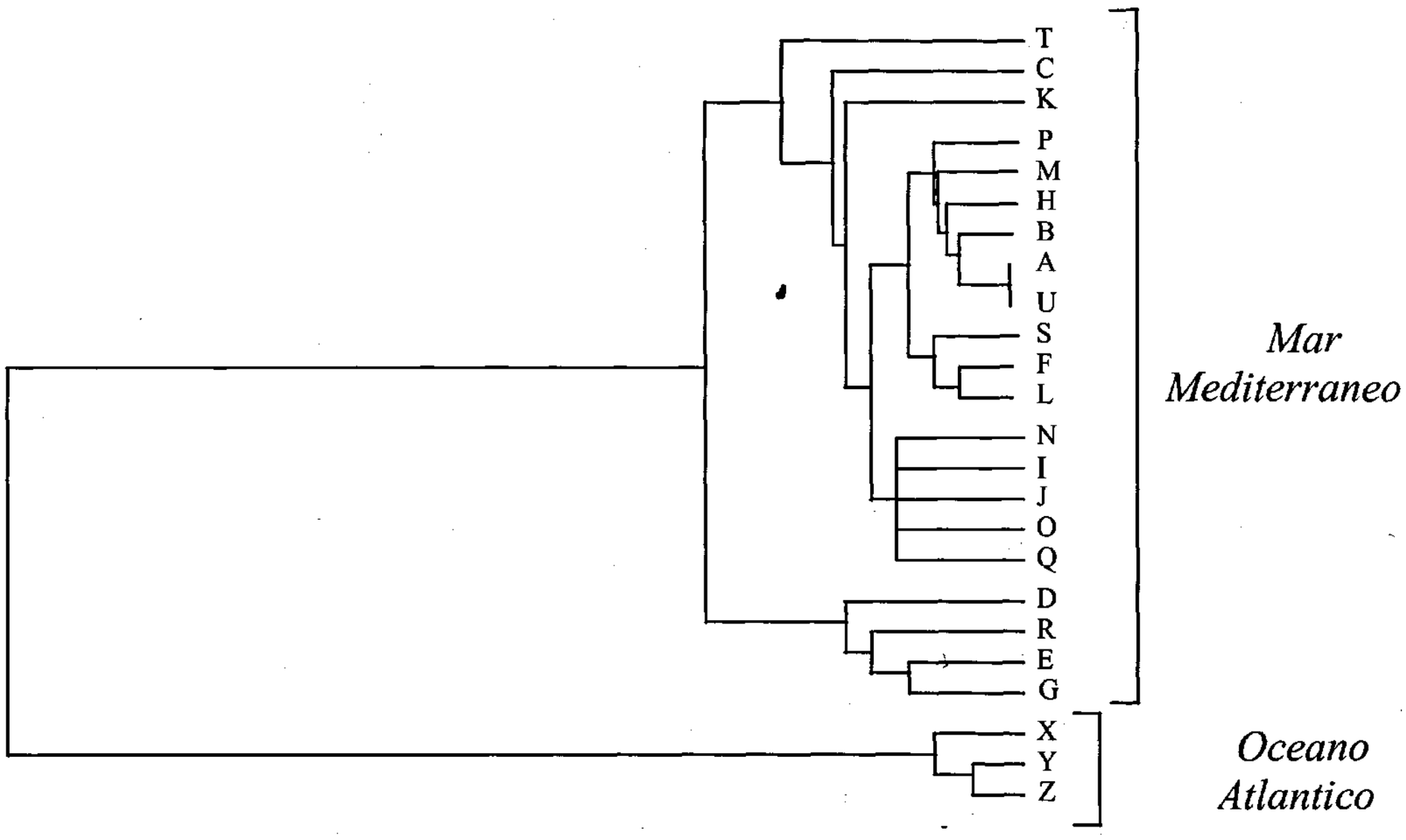


Fig. 1 - Ricostruzione filogenetica mediante UPGMA delle sequenze delle classi aplotipiche in *L. mormyrus*.
UPGMA tree showing the relationships between *L. mormyrus* haplotypes.

Discussione

Riguardo all'aspetto strettamente tecnico, ricordiamo che l'uso della amplificazione in vitro mediante PCR ha permesso di lavorare con piccole quantità di tessuto (10-100 mg), conservabili in alcool a temperatura ambiente per lunghi periodi. Questo risulta particolarmente vantaggioso per il trasporto dei campioni dal luogo di raccolta a quello dove vengono eseguite le analisi. La combinazione di tecniche (SSCP e sequenziamento diretto) poi, ha permesso di analizzare un numero elevato di individui e di ottenere informazioni di sequenza per gli aplotipi isolati, in modo pratico e relativamente economico.

Per quanto riguarda la stima della diversità genetica presente all'interno delle specie analizzate, le tecniche utilizzate hanno evidenziato una notevole variabilità. L'analisi di tale variabilità ha messo in luce differenze significative tra campioni di popolazioni atlantiche e mediterranee. I valori ottenuti nei relativi confronti deviano infatti in modo significativo rispetto all'ipotesi zero di omogeneità genetica tra popolazioni. Questo risultato sembra indicare che per tutte e tre le specie il flusso genico tra Atlantico e Mediterraneo sia ridotto, suggerendo che le popolazioni atlantiche siano, al momento presente, demograficamente indipendenti da quelle mediterranee. Ci troviamo dunque di fronte a due distinte *management units* (MU), secondo la definizione di Moritz (1994). Nel caso di *L. mormyrus*, poi, la diversità genetica della popolazione atlantica risulta essere così marcata rispetto a quella mediterranea che l'albero filogenetico intra-specifico (Fig. 1) mostra la netta suddivisione degli aplotipi per aree geografiche. Questo

risultato suggerisce che una separazione "storica" (non solo nel presente) tra popolazioni atlantiche e mediterranee di *L. mormyrus* e che queste siano da considerare due *evolutionary significant units* (ESU), sempre secondo la definizione di Moritz, o addirittura, applicando un concetto "filogenetico" di specie (Volger e DeSalle, 1994) due specie distinte.

I risultati riportati nel presente lavoro danno un'indicazione delle potenzialità offerte dall'uso di nuove metodologie biomolecolari applicate alla "genetica della conservazione". Gli esempi presentati, infatti, sottolineano la praticità di tali tecniche e la loro applicabilità a specie molto diverse (vertebrati e invertebrati). E' inoltre evidente la ricchezza delle informazioni fornite (elevata variabilità genetica rilevabile, possibilità di distinguere tra fenomeni "storici" e presenti). L'uso di questi nuovi strumenti tecnici e interpretativi, in particolare se applicato allo studio di specie di notevole interesse ecologico e/o commerciale, può essere estremamente utile per comprendere e definire le *conservation units*, verso cui concentrare gli interventi volti al mantenimento della biodiversità esistente in natura e alla razionalizzazione delle pratiche di rinnovamento degli stock in acquacoltura.

Summary

Aim of the present study was to evaluate the genetic diversity in some marine organisms by mean of molecular tools. We investigated the degree of gene flow among populations of two fish species, *Pagellus bogaraveo* and *Lithognathus mormyrus* (Sparidae, Perciformes) as well as among populations of the Atlantic krill, *Meganycthiphanes norvergica (Eufausiidae, Malacostraca)*. All these species are of high commercial and/or fishery value. Samples were obtained from different localities of the Mediterranean basin and from the Atlantic Ocean.

Intra-specific genetic diversity was estimated analysing mitochondrial DNA regions, namely the D-loop region for fish and the ND1 gene for krill.

Nucleotide variations were detected on PCR products by mean of SSCP analysis and direct sequencing. We revealed a remarkable amount of genetic variability both in fish and krill populations. The evidence we obtained suggests a common pattern of genetic differentiation between Atlantic and Mediterranean samples, thus indicating that the level of gene flow might be reduced between these two geographic areas. For *L. mormyrus*, the gene flow is so reduced that we can consider the Atlantic population as a cryptic species. This is an example of how molecular techniques can be a valuable tool for the management of marine biological resources and for conservation purposes.

Bibliografia

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.

MORITZ C. (1994) – Applications of mitochondrial DNA analysis in conservation: a critical review. *Mol. Ecol.*, **3**: 401-411.

ORITA M., IWAHANA H., KANAZAWA H., HAYASHI K., SEKIYA T. (1989) - Detection of polymorphisms of human DNA by gel electrophoresis as single-strand conformation polymorphisms. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA,* **86:** 2766-2770.

OSTELLARI L., BARGELLONI L., PENZO E., PATARNELLO P., PATARNELLO T. (1996) - Optimization of SSCP and sequence analysis of the mitochondrial control region in *Pagellus*

bogaraveo (Sparidae, Teleostei): razionalized tools in fish population biology. *Animal Genetics*, **27**: 423-427.

SHEFFIELD V.C., BECK J.S., KWITEK A.E., SANDSTROM D.W., STONE E.M. (1993) - The sensitivity of single-strand conformation polymorphism analysis for the dectetion of single base substitutions. *Genomics,* **16**: 325-332.

VOLGER A.P., DESALLE R. (1994) – Diagnosing units of conservation management. *Cons. Biol.*, **8**: 354-363.

WRIGHT S. (1978) - *Evolution and the Genetics of Populations: Variability Within and Among Natural Populations.* University of Chicago Press, Chicago.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 407-412

N. DINACCI, A. FABBROCINI, A. IACONO, S. PELOSI*, P. VILLANI*, G. SANSONE

Dipartimento di Fisiologia Generale e Ambientale, Università degli Studi di Napoli Federico II,
Via Mezzocannone, 8 - 80134 Napoli, Italia.
*I.S.E.C., Lesina (Fg), Italia.

EFFETTI DI SOLUZIONI CRIOPROTETTIVE SU SPERMATOZOI DI ORATA (*SPARUS AURATA* L.)

EFFECTS OF CRYOPROTECTANS ON SEABREAM (*SPARUS AURATA* L.) SPERMATOZOA

Abstract

*The effects of various cryoprotective solutions (extenders) on seabream (*S. aurata, *Teleost, Perciformes, Sparidae) spermatozoa were evaluated. The extenders were solution containing DMSO, glycerol, ethylene glycol and methanol in concentrations between 5-15%. The test was repeated on spermatozoa stored until 72hrs at 0°C. Best results were obtained using DMSO and ethylene glycol 10%.*

Key-words: Cryoprotectans, Extender, Seabream, Spermatozoa.

Introduzione

La criopreservazione dei gameti è una metodica ormai comunemente utilizzata in zootecnia per le sue innumerevoli applicazioni, che vanno dalle tecniche di bioingegneria per i piani di miglioramento genetico alla fecondazione artificiale (Chambeyron *et al.*, 1990; Kurokura *et al.*, 1986; Leveroni Calvi *et al.*, 1993).

I crioprotettivi, essenziali per ridurre al minimo i danni dovuti al congelamento, possono essere però tossici per i sistemi biologici degli organismi acquatici (Leveroni Calvi *et al.*, 1994); DMSO (dimetilsulfossido), glicole etilenico e metanolo, solo per citare quelli di uso più comune, sono ad esempio in grado di denaturare gli enzimi a temperatura ambiente (Adam *et al.*, 1995).

Per il successo di una metodica di criopreservazione è necessario ottenere, allo scongelamento, il ripristino dell'integrità morfologica e funzionale della cellula (spermatozoo, uovo) criopreservata. Il tipo di crioprotettivo utilizzato ed il suo tempo di esposizione alle cellule sono fattori il cui controllo è essenziale per il successo di una metodica di crioconservazione (Rana *et al.*, 1990).

Nell'ambito di un più ampio studio teso alla ottimizzazione delle procedure per il congelamento di spermatozoi di orata (*Sparus aurata*), questo lavoro rappresenta un'indagine preliminare il cui scopo è la valutazione degli effetti di vari crioprotettivi, a varie concentrazioni e vari tempi di esposizione, sulla motilità degli spermatozoi di orata.

Materiali e metodi

– Prelievo: Il seme fu prelevato per spremitura addominale da 50 maschi di orata maturi allevati presso l'Azienda Ittica Ugento (Le), riunito in pool e trasportato in laboratorio a freddo (0°C); al momento del prelievo ed all'arrivo in

laboratorio fu valutata la motilità secondo il metodo delle classi, in relazione alle percentuali di motilità ed al tipo di movimento (v. tabella 1).

Tab. 1 - Scala di valutazione della motilità degli spermatozoi (Sanchez-Rodriguez *et al.*, 1977).
Motility score (Sanchez-Rodriguez *et al.*, 1977).

Classe	Osservazioni
V	Tutti gli spermatozoi si spostano velocemente (100%); è impossibile fissare l'osservazione su uno di loro.
IV	La maggioranza degli spermatozoi si sposta ancora velocemente (80%); solo alcuni sono visibili a causa del loro spostamento più lento.
III	Gli spermatozoi presentano tre comportamenti (in numero sensibilmente uguale): *a* - si spostano vigorosamente; *b* - si spostano lentamente; *c* - sono immobili.
II	Pochi spermatozoi si spostano rapidamente (20%); alcuni si spostano lentamente: La maggioranza degli spermatozoi è immobile.
I	Solo alcuni spermatozoi hanno una leggera agitazione (10%).
0	Tutti gli spermatozoi sono immobili.

– Prova di tossicità: Il seme fu conservato in laboratorio alla temperatura di 0°C. Aliquote di 500 il di seme erano diluite 1: 5 con DCS B4, un extender già utilizzato per prove di congelamento di seme di spigola e orata (Billard, 1984) a base di NaCl (19.6 g/l), $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ (0.25 g/l), $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ (0.25 g/l), glicina (6.25 g/l), Tris/HCl (2.4 g/l), pH 8.5; all'extender erano addizionati vari crioprotettivi: DMSO, glicerolo, glicole etilenico e metanolo in concentrazioni comprese tra 5% e 15% (v. tabella 2); i campioni venivano equilibrati a +15 °C e la motilità veniva controllata fino a 30 minuti.

Tale procedura fu effettuata a 24 e 72 ore.

– Analisi statistica: Le valutazioni della motilità sono state effettuate da due operatori su riprese videoregistrate. I dati espressi sono la media di due esperimenti (ES<10%)

Tab. 2 - Piano sperimentale.
Experimental plan.

Crioprotettivo	***Concentrazione***			
DMSO	5%	7%	10%	15%
Glicerolo	7%		10%	
Glicole etilenico	7%	10%		14%
Metanolo	5%		10%	
Tempo di esposizione (15°C)	0'	10'	20'	30'
Tempo dal prelievo (0°C)	24h		72h	

Risultati

La Fig. 1 rappresenta l'andamento della motilità degli spermatozoi conservati a 0 °C: le cellule mobili con movimenti vigorosi e lineari erano circa il 90% (classe V) sino a 48 ore dal prelievo, mentre dopo 72 ore la motilità peggiorava leggermente (classe IV).

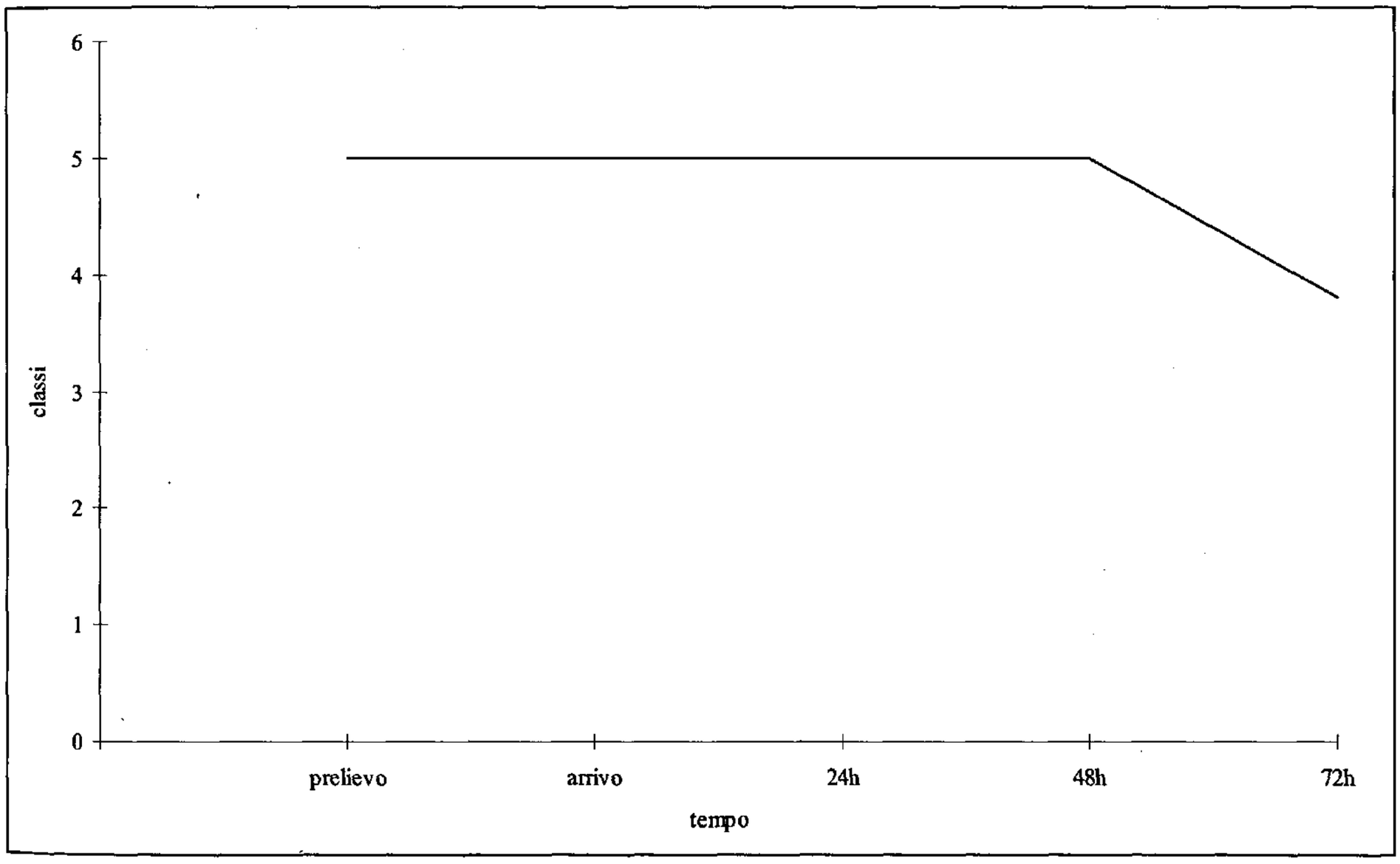


Fig. 1 - Motilità di spermatozoi conservati a 0 °C (Sanchez-Rodriguez *et al.*, 1977).
Motility score of spermatozoa stored at 0 °C (Sanchez-Rodriguez *et al.*, 1977).

– Prova di tossicità: L'andamento delle motilità degli spermatozoi durante l'esposizione ai vari crioprotettivi è rappresentato nella Fig. 2.

– DMSO: I migliori risultati si ottengono alle concentrazioni intermedie (5 e 10%) e per brevi tempi di esposizione; una concentrazione pari al 5%, invece, permette un mantenimento abbastanza costante della motilità fino a 30', anche se a livelli più bassi rispetto ai campioni a maggiore concentrazione; il DMSO al 15% provoca un immediato crollo della motilità già dopo 10' di esposizione.

– Il glicole etilenico, così come il DMSO, ha dato i migliori risultati in concentrazioni intermedie (10%), permettendo di mantenere una motilità mai inferiore alla classe IV anche fino a 30' di esposizione, mentre concentrazioni più basse o più alte hanno provocato una rapido decremento della motilità già dopo 10' di esposizione.

– Glicerolo: non vi sono evidenti differenze tra le due concentrazioni testate e la motilità si mantiene tra la IV e la III classe fino a 30', così come ottenuto per il DMSO alle stesse concentrazioni.

– Il metanolo, infine, a concentrazioni inferiori (5%) ha dato risultati simili a DMSO e glicerolo (IV-III classe), mentre ad una concentrazione pari al 10%

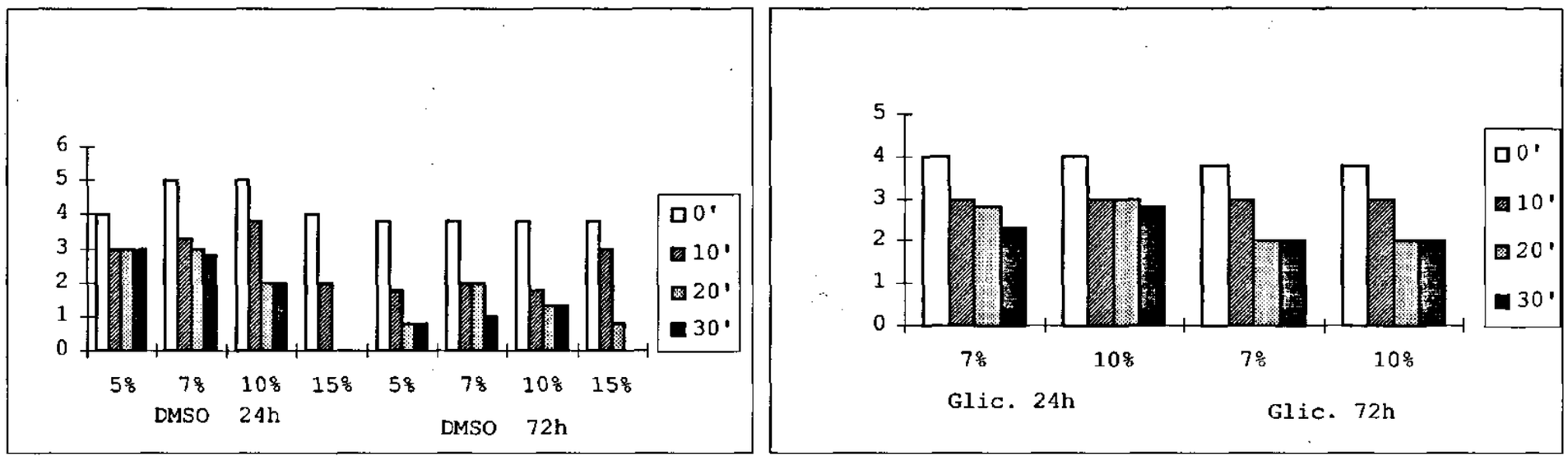


Fig. 2 - Motilità di spermatozoi esposti ai vari crioprotettivi (Sanchez-Rodriguez *et al.*, 1977).
Motility score of spermatozoa exposed to the various cryoprotectants (Sanchez-Rodriguez *et al.*, 1977).

ha provocato un abbassamento della motilità al di sotto della classe II già dopo 10' di esposizione.

Prova a 72 ore, definita dagli Autori "stress su stress": L'andamento delle motilità degli spermatozoi conservati a 0 °C per 72 ore e successivamente esposti ai vari crioprotettivi è rappresentato anch'esso nelle figg. 2a-2d.

Gli effetti dei vari crioprotettivi testati su seme già stressato dalla lunga permanenza a 0 °C sono simili a quelli ottenuti, alle stesse concentrazioni e per gli stessi tempi, su seme conservato a 0 °C solo 24 ore. In generale si osserva però un maggiore decremento della motilità per tempi lunghi di esposizione.

Discussione e conclusioni

La percentuale di spermatozoi mobili ed il tipo di motilità sono comunemente considerati fattori indicativi della presenza di eventuali danni cellulari causati dai crioprotettivi (Lahsteiner *et al.*, 1996; Leveroni Calvi *et al.*, 1993; 1994). Dall'analisi dei nostri risultati possiamo dunque dedurre innanzitutto che tutti i crioprotettivi testati, a concentrazioni intermedie e per brevi tempi di esposizione, hanno dato risultati soddisfacenti; in particolare, il DMSO ed il glicole etilenico al 10% hanno permesso di conservare una migliore motilità per più tempo; anche il glicerolo ha dato buoni risultati in quanto, sebbene la motilità risulti essere meno alta, si conserva stabile anche dopo 30'.

La minore resistenza ai crioprotettivi degli spermatozoi conservati 72 ore a 0 °C suggerisce che, sebbene presentino ancora un buon grado di motilità, non

hanno vitalità sufficiente da sopportare l'ulteriore stress dell'esposizione ai crioprotettivi.

In conclusione, per la criopreservazione di spermatozoi di orata (*S. aurata*), il glicole etilenico ed il DMSO al 10% sembrano essere i crioprotettivi più adatto, prevedendo brevi tempi di equilibratura, che sono comunque suggeriti anche per altre specie ittiche (Gwo, 1991; Rana *et al.*, 1990).

Questi risultati sono in generale accordo con i riferimenti bibliografici sebbene il glicole etilenico non sia descritto come un buon crioprotettivo per lo sparide *Acanthopagrus latus* (Gwo, 1994); per gli autori questi dati non sono comunque in contrasto con tale Autore in quanto è stato comunque dimostrato che la scelta del crioprotettivo e della sua concentrazione sono specie-specifiche (Gwo *et al.*, 1991; Gwo, 1993).

Summary

A successful cryopreservation of fish spermatozoa is a long standing goal. Among the factors involved in the freezing procedures the cryoprotectant, its concentration and exposition times are surely very important.

Aim of this work has been the evaluation of the effects of various cryoprotectants, of their concentrations and exposition times on motility of sea bream *(S.aurata)* spermatozoa.

Semen stored at 0°C × 24hrs, was incubated at 15°C for 10', 20' and 30' with some cryoprotectants (DMSO, ethylene glycol, glycerol and methanol),in various concentrations (5÷15%). The same test was repeated on semen stored at 0 °C × 72hrs (*stress over stress* test).

Sperm motility remained high for 10'-20' of exposition to the cryoprotectants, and the best results were obtained using ethylene glycol 10%. The *stress over stress* test showed that, even if semen manteined a good motility after 72hrs at 0°C, it had not enough vitality to undergo the stress of a cryopreservation procedure.

Bibliografia

ADAM M.M., RANA K.J., McANDREW B.J. (1995) - Effect of cryoprotectants on activity of selected enzymes in fish embryos. *Cryobiol.*, **32** (1): 92-104.

BILLARD R. (1984) - La conservation des gamètes et l'insémination artificielle chez la bar et la daurade. In: G. Barnabè et R. Billard (eds), *L'aquaculture du Bar et des Sparidés*, INRA publ., Paris: 95-116.

CHAMBEYRON F., ZOHAR Y. (1990) - A diluent for sperm cryopreservation of gilthead seabream, *Sparus aurata. Aquaculture*, **90**: 345-352.

GWO J.C., STRAWN K., LONGNECKER M.T., ARNOLD C.R. (1991) - Cryopreservation of Atlantic croaker spermatozoa. *Aquacult.*, **94**: 355-375.

GWO J.C. (1993) - Criopreservation of black grouper (*Epinephelus malabaricus*) spermatozoa. *Theriogenol.*, **39**: 1331-1342.

GWO J.C. (1994) - Cryopreservation of yellowfin seabream (*Acanthopagrus latus*) spermatozoa (teleost, perciformes, sparides). *Theriogenol.*, **41**: 989-1004

KUROKURA H., KUMAI H., NAKAMURA M. (1986) - Hybridization between female red seabream and male crimson seabream by means of sperm cryopreservation. In: Maclean J.L., Dizon L.B. Hosillos L.V. (eds), *The first Asian Fisheries Forum, Manila, The Philippines,* 1986: 113-116.

LEVERONI CALVI S., ZOCCARATO I., GASCO L., ANDRIONE A. (1993) - Effetto del diluitore e delle modalità di congelamento e scongelamento sulla motilità del seme crioconservato di carpa (*Cyprinus carpio* L.). *Riv. Italiana Acquacoltura*, **28**: 187-195.

LEVERONI CALVI S., ZOCCARATO I., GASCO L., ANDRIONE A. (1994) - Effetto dell'aggiunta di trealosio e/o albumina e della concentrazione di metanolo sulla motilità del seme crioconservato di carpa (*Cyprinus carpio* L.). *Riv. Italiana Acquacoltura*, **29**: 45-51.

RANA K.J., MUIRURI R.M., McANDREW B.J., GILMOUR A. (1990) - The influence of diluents, equilibration time and prefreezing storage time on the viability of cryopreserved *Oreochromis niloticus* L. spermatozoa. *Aquacul. Fish. Man.*, **21**: 25-30.

SANCHEZ-RODRIGUEZ M., BILLARD R. (1977) - Conservation de la mobilité et du pouvoir fécondant du sperme de la truite arc-en-ciel maintenu à des températures voisines de 0°C. *Bull.Fr.Pêche Piscic.*, **265**: 144-152.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 413-420

P. CARDELLINI, S. ZANELLA, A. FRANCESCON*, A. BARBARO*, G. BOZZATO*

Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via U. Bassi 58B - 35121 Padova, Italia.
*Ist. di Biologia del Mare, C.N.R. – Venezia, Italia.

SVILUPPO EMBRIONALE DELL'OMBRINA, *UMBRINA CIRROSA* (L.): OSSERVAZIONI PER MEZZO DI VIDEOREGISTRAZIONE TIME-LAPSE

EMBRYOLOGICAL DEVELOPMENT OF *UMBRINA CIRROSA* (L.): OBSERVATIONS BY TIME-LAPSE VIDEO RECORDING

Abstract

The study has been addressed to the Umbrina cirrosa, *an autochthonous species that seems to satisfy most of the required characteristics for fish farm use, as it has a summer reproduction (June - July), a rather fast growth and a good adaptability to the usual fish farm diets. Time-lapse video recording has been used to study the embryological phases of development.*

Key-words: time-lapse, *Umbrina cirrosa,* embryological development.

Introduzione

La produzione di orate e branzini negli impianti ittici è ormai una realtà consolidata (Zohar *et al.*, 1995; Carrillo *et al.*, 1995); tuttavia, avendo queste due specie una riproduzione invernale, nelle avannotterie si hanno lunghi periodi di inattività proprio nei momenti in cui l'allevamento sarebbe economicamente meno dispendioso in quanto non occorre riscaldare l'acqua dell'impianto. La nostra attenzione si è quindi rivolta alla ricerca di alternative che possano diversificare la produzione arricchendola con l'uso di nuove specie che presentino caratteristiche idonee ad essere utilizzate in un impianto di allevamento. Abbiamo, perciò, preso in considerazione l'ombrina, *Umbrina cirrosa,* specie autoctona che sembra soddisfare la maggior parte delle caratteristiche richieste avendo una riproduzione estiva (giugno-luglio), un accrescimento piuttosto rapido ed una buona adattabilità alle diete bilanciate utilizzate negli impianti (Barbaro *et al.*, 1996; Melotti *et al.*, 1995). Poiché ogni specie presenta caratteristiche di sviluppo embrionale peculiari, e per l'ombrina soltanto parzialmente conosciute, è stato necessario documentarle dettagliatamente per poter applicare in modo corretto i primi protocolli di allevamento. Essendo l'osservazione al microscopio frammentaria, si è associata a questa la videoregistrazione in *time-lapse.*

Materiali e metodi

Le uova, deposte da riproduttori ormonalmente stimolati, venivano trasferite in opportuni incubatoi dai quali sono state prelevate per l'osservazione. In alcuni casi per rilevare i tempi esatti delle prime fasi di sviluppo è stata eseguita la raccolta dei gameti per spremitura dei riproduttori e si è praticata con successo la fecondazione artificiale. Per le riprese parte delle uova venivano poste in acqua di mare sterile in capsule petri di 8 cm di diametro; essendo quelle vitali galleggianti, venivano tenute ferme da una griglia montata su un apposito supporto di plastica. Essendo posizionata sul pelo dell'acqua a 3 mm di altezza, la griglia

evitava uno spostamento laterale delle uova garantendo nello stesso tempo una sufficiente ossigenazione. Il coperchio della capsula minimizza l'evaporazione dell'acqua. Tutte le operazioni sono state condotte in una stanza termostatata a 24°C.

Le riprese sono state effettuate con una telecamera Panasonic (F50 CCD) applicata su un microscopio rovesciato Reichert con un ingrandimento totale di 55X, e collegata con un videoregistratore JVC (BR-9060E) *time-lapse* regolato con intervalli di registrazione di 6,4 sec. tra una immagine e la successiva. La ripresa osservata poi con la normale velocità di riproduzione (25 immagini/sec.) accelera gli eventi di 160 volte mantenendo una osservazione continua in modo da poter seguire tutte le trasformazioni ed eventualmente risalire a ritroso e analizzare i diversi fenomeni di organogenesi. E' importante utilizzare un microscopio rovesciato in quanto la messa a fuoco è agevolata.

Risultati

La trasparenza dell'uovo permette una osservazione molto nitida dei contorni cellulari. L'uovo appena deposto ha dimensioni variabili da 700 a 800 µm, è circondato da un corion trasparente ed è fornito di micropilo di circa 3 µm di diametro, da noi studiato al S.E.M., mentre risulta difficilmente visibile al M.O. (Rhiel, 1993). La velocità dello sviluppo embrionale di questa specie è risultata particolarmente elevata.

Descrizione cronologica degli eventi osservati

In tab. 1 è riportata la cronologia degli eventi osservati.

- Attivazione: dopo circa 20 minuti dalla fecondazione artificiale l'uovo viene attivato e il citoplasma si solleva dalla massa del tuorlo spostandosi eccentricamente in modo da formare una calotta con una convessità maggiore del resto del tuorlo, da questo chiaramente separata e sul quale poggia. L'uovo tende subito a orientarsi secondo la gravità posizionandosi con la goccia lipidica, più leggera, localizzata di solito al centro del tuorlo e disposta verso l'alto mentre la calotta citoplasmatica è localizzata verso il basso. La messa a fuoco è quindi facilitata utilizzando il microscopio rovesciato, mentre la goccia lipidica rimane sempre visibile come una sfera birifrangente di circa 150 µm, la goccia lipidica tuttavia impedisce in alcuni casi la visione di particolari che si trovano sulla sua stessa linea di osservazione. Talvolta è possibile identificare anche il polocita derivante dalla divisione meiotica. In uova che sono state solo attivate ma non fecondate si osserva lo stesso fenomeno di spostamento citoplasmatico al quale segue una serie di contrazioni sincronizzate con gli stessi tempi ciclici delle fasi di sviluppo di un uovo fecondato (circa 13 min.).

- Segmentazione: la segmentazione inizia dopo appena 32 min. dalla fecondazione dell'uovo. Come in tutte le uova telolecitiche la segmentazione è di tipo meroblastico e quindi il primo solco verticale incide profondamente il citoplasma ma si arresta però nei pressi della superficie del tuorlo (Fig. 1. 1). Le successive segmentazioni si ripetono ad un ritmo molto elevato di circa 13 min. (media) secondo piani sempre verticali e perpendicolari al piano precedente passando quindi a quattro, otto (Fig. 1. 2), sedici e trentadue cellule. In realtà fino a questo stadio di segmentazione non si formano dei veri e propri blastomeri isolati ma questi mantengono una certa continuità con il tuorlo sottostante. Solo

Tab. 1 - Cronologia dei principali eventi osservati durante lo sviluppo embrionale di *Umbrina cirrosa*.

Chronology of the main events observed during the embryological development of *Umbrina cirrosa*.

Evento osservato alla t° di 24°C	**cronologia**	**timer**	**data**
fecondazione	00-00-00	22-11-00	18-6-96
inizio registrazione	00-14-23	22-25-23	" "
attivazione	00-20-00	22-31-00	" "
I divisione	00-32-42	22-43-42	" "
II divisione	00-45-33	22-56-33	" "
III divisione	00-57-54	23-08-54	" "
IV divisione	01-11-00	23-22-00	" "
V divisione	01-23-41	23-34-41	" "
inizio epibolia	04-24-37	02-35-37	19-6-96
inizio gastrulazione	04-49-00	03-00-00	" "
gastrulazione ½ sacco vitellino	05-09-06	03-19-08	" "
inizio rotazione	06-00-00	04-11-00	" "
sacco del tuorlo raggiunge l'equatore	06-30-21	04-41-21	" "
visibile stria embrionale	07-52-39	06-03-39	" "
migrazione cellule del mesenchima laterale	08-07-30	06-18-30	" "
neurulazione	09-39-00	06-50-00	" "
chiusura sacco del tuorlo	09-02-34	07-13-34	" "
abbozzo strutture neurali cefaliche	09-20-56	07-31-56	" "
sollevamento embrione	10-05-02	08-16-02	" "
abbozzo strutture telencefaliche	10-48-16	08-59-16	" "
comparsa cromatofori	10-49-00	09-00-00	" "
visione dei primi somiti	11-24-00	09-35-00	" "
abbozzo degli occhi	14-50-00	13-01-00	" "
bottone codale	16-20-00	14-31-00	" "
visibili le otocisti	17-25-00	15-40-00	" "
coda allungata e flessa	17-47-15	15-58-15	" "
primo battito cardiaco	17-49-56	16-00-56	" "
visibile il cristallino	18-04-00	16-15-00	" "
contrazioni consistenti	19-09-00	17-20-00	" "
schiusa	21-12-29	19-23-29	" "

dopo la sesta divisione si separano dal tuorlo i primi veri blastomeri mentre rimangono ancora dei nuclei segregati in uno strato di tipo sinciziale appoggiato al tuorlo. Lo strato sinciziale avrà un ruolo importante nella successiva epibolia del blastoderma che porterà alla formazione del sacco del tuorlo.

- Epibolia: dopo 4 ore e 24 min. il blastodisco che si è sviluppato dalle numerose segmentazioni (Fig. 1. 3) inizia ad espandersi sulla massa del tuorlo; il margine periferico dello strato sinciziale contorna il blastodisco e lo precede trascinandolo nell'allargamento sulla massa del tuorlo con un fenomeno di epibolia. Questo consiste in una migrazione sulla superficie del tuorlo delle cellule degli strati superficiali che contemporaneamente si espandono e si appiattiscono formando un foglietto pavimentoso.

- Gastrulazione: nell'ombrina la gastrulazione inizia precocemente (4 ore e 49 min.). Quando il disco embrionale per epibolia non ha ancora coperto la metà dell'uovo si nota, in quella che diventerà poi la parte caudale dell'embrione, una piega particolarmente rifrangente di cellule che iniziano a invaginarsi in direzio-

(Vedi didascalia a lato)

ne del futuro lato cefalico (Fig. 1. 4). Queste sono le cellule dell'organizzatore mesodermico che si insinuano tra il tuorlo e il blastodisco inserendosi con maggiore velocità in posizione mediana formando il futuro asse embrionale. Il movimento della zona mediana è accompagnato da uno scorrimento più lento nelle zone mesodermiche laterali le quali contemporaneamente vengono trascinate nella direzione caudale dal movimento di epibolia che forma, assieme all'ectoderma superficiale, il sacco del tuorlo. Questo spostamento di masse cellulari provoca una rotazione globale dell'uovo dovuta al cambiamento del suo centro di gravità rispetto alla goccia lipidica che mantiene la sua posizione centrale nel tuorlo. In questo modo l'embrione mantiene la sua posizione al centro dell'uovo e si allunga evidenziando così l'asse cefalo caudale.

- Formazione del sacco del tuorlo: a 6 ore e 30 min. il disco embrionale che continua ad espandersi raggiunge la zona equatoriale dell'uovo. Dalla visione laterale che si ha durante la rotazione dell'embrione si apprezza bene la cintura sinciziale molto tesa all'equatore. Questa zona sinciziale risulta particolarmente attiva nel favorire l'avanzamento dei foglietti che costituiranno la membrana che avvolgerà alla fine la massa del materiale di riserva, il sacco del tuorlo (Fig. 1. 5). Il completamento dell'epibolia, che porta alla chiusura del sacco del tuorlo, termina con un attivo movimento verso la direzione caudale dell'embrione (dopo 9 ore di sviluppo).

Fig. 1 - La figura mostra alcune foto dei momenti salienti dello sviluppo tratte da immagini digitalizzate prese dalla videoregistrazione. In alto a sinistra: il timer con il tempo reale, la sigla 480H che indica la modalità di regolazione del *time-lapse (accelerato 160 volte)*, la data di registrazione. La fecondazione artificiale è stata eseguita alle ore 22 e 11 min. del 18/6/96. 1.1 prima segmentazione, 1.2 stadio a 8 cellule, 1.3 discoblastula, 1.4 inizio della gastrulazione, 1.5 avanzamento della epibolia: l'anello in basso è il limite del sacco del tuorlo, al centro la stria embrionale in allungamento, lateralmente i due gruppi di cellule che cominciano a migrare sul sacco del tuorlo, 1.6 poco dopo la chiusura del sacco del tuorlo: nell'embrione è visibile l'abbozzo delle strutture cefaliche, le cellule migranti sono sparse nel sacco del tuorlo, 1.7 l'embrione è ormai molto avanti nello sviluppo: il cuore e i muscoli si contraggono; il telencefalo, gli occhi con il cristallino, le otocisti sono chiaramente distinguibili. Ben visibili anche cromatofori, somiti e corda. La coda, ben sviluppata, è piegata di lato, 1.8 il momento della schiusa: l'enzima emesso, solo 2 min. prima, dissolve la membrana del corion vicino alla zona cefalica e l'embrione può agevolmente sgusciare; in queste ultime riprese la velocità di registrazione è stata cambiata (24H) per accelerarlo solo di 8 volte.

The figure shows some photos of the salient moments of the development obtained by digitalized images took from the videorecording. On the upper left: the timer with the real time, the acronym 480H that indicates the formality of the regulation of the time-lapse (quicken 160 timee), the date of recording. The artificial insemination was carried out on 18/6/96 at 22:11. 1.1 first segmentation, 1.2 8-cells stage, 1.3 discoblastula, 1.4 gastrulation begins, 1.5 progress of the epiboly: the ring below is the border of the yolk sac, in the middle the embryonal streak stretching, laterally the two groups of cells that begin to migrate on the yolk sac, 1.6 little after the closing of the yolk sac: in the embryo it can be seen the outline of the cephalic structures, the migrating cells are scattered in the yolk sac, 1.7 the embryo is by this time very ahead in the development: the heart and the muscles contract; the telencephalon, the eyes with the lens, the otocists are clearly visible. Highly visible are also the chromatofores, somits and notocord. The tail, well developed, is folded on one side, 1.8 the hatching: the enzim given out just 2 min. before dissolves the membrane of the corion close to the cephalic zone and the embryo can easily hatch; in these last shots the speed of recording has been changed (24H) to quicken of just 8 times.

- Formazione della stria embrionale: a 7 ore si comincia a delineare la stria embrionale che si allunga verso la direzione cefalica, poco dopo (7 ore e 52 min.) si manifesta un fenomeno particolarmente appariscente cioè la migrazione di un certo numero di cellule mesenchimali dalle zone marginali del mesoderma (circa trenta per lato) (Fig. 1. 5). Queste si spostano con movimenti ameboidi disperdendosi in tutte le direzioni lungo il sacco del tuorlo che contemporaneamente si va completando in direzione caudale.

- Neurulazione: a questo punto (ore 9 e 39 min.) inizia a evidenziarsi la struttura neurale, mediante il sollevamento di pieghe neurali che si saldano medialmente; meglio delineata appare la parte cefalica (Fig. 1. 6). Contemporaneamente l'embrione si solleva dal tuorlo convergendo medialmente e allungandosi cefalicamente.

- Somiti, contrazioni muscolari e battito cardiaco: a 11 ore e 24 min. si individuano per la prima volta i somiti ma probabilmente se ne sono formati alcuni altri più anteriormente non rilevabili in quanto la visione è purtroppo ostacolata dalla presenza della goccia lipidica; l'embrione è sempre posizionato con la parte dorsale verso il basso e la goccia lipidica in alto. La prima contrazione muscolare si registra dopo 17 ore e 4 min. successivamente le contrazioni diventano più frequenti ed intense man mano che la coda si sviluppa fino ad ottenere degli spostamenti dell'embrione all'interno del corion. Il primo battito cardiaco viene registrato a 17 ore e 50 min., successivamente il battito diventa regolare stabilizzandosi con un ritmo di pulsazione cardiaca di circa 120 battiti/min. Tuttavia questa attività non è accompagnata dalla circolazione di cellule sanguigne durante tutto lo sviluppo embrionale.

- Differenziamento: intorno alle 11 ore di sviluppo cominciano a delinearsi contemporaneamente le varie strutture embrionali. I cromatofori si fanno sempre più numerosi e migrano soprattutto verso la zona cefalica. Si evidenziano le strutture dell'encefalo (10 ore e 48 min.), le vescicole ottiche (14 ore e 50 min.) e le otocisti (17 ore e 25 min.). Successivamente tali strutture, sempre più differenziate acquistano le loro caratteristiche definitive. In particolare, la coda con l'aumento costante dei somiti si allunga flettendosi lateralmente; nella parte assile si osserva sempre più nitidamente la notocorda. Intorno alle 18 ore diviene visibile il cristallino (Fig. 1. 7).

- Schiusa: nella fase terminale dello sviluppo si è utilizzato un intervallo di registrazione più breve che accelera solo di 8 volte il tempo reale, per meglio apprezzare il momento della schiusa. Si è potuto così osservare l'emissione di un liquido, visibile per la diversa densità, nella zona cefalica. Solo dopo 2 min. dal suo rilascio si osserva il dissolvimento del corion nella zona interessata e quindi la fuoriuscita dell'embrione dal suo involucro (Fig. 1. 8). La schiusa avviene nell'arco di circa 21 ore alla temperatura di 24 °C, il tempo di sviluppo può accorciarsi ulteriormente a 17 ore a 28 °C e fino a 16 ore a 31 °C; comunque, queste temperature più elevate non sembrano consigliabili essendo correlate ad una minore percentuale di sopravvivenza.

Discussione e conclusioni

Come dimostrato per altre specie (Hisaoka, *et al.*, 1957), la tecnica di videoregistrazione *time-lapse* è risultata utile per rilevare le fasi salienti e i tempi di sviluppo embrionale dell'ombrina per una migliore ottimizzazione dell'allevamento

durante i primi stadi. In particolare le osservazioni delle registrazioni ci consentono di comprendere meglio le fasi dinamiche di spostamenti di cellule isolate o territori embrionali consentendo di effettuare la fissazione degli embrioni, per successive osservazioni microscopiche, in maniera particolarmente mirata allo studio di peculiari fasi dello sviluppo. Queste analisi microscopiche ci consentiranno di osservare il livello di differenziamento dei foglietti embrionali in formazione su sezioni istologiche e la morfologia superficiale fine a livello di microscopia elettronica a scansione. Inoltre conoscendo il momento esatto in cui avvengono certi fenomeni è possibile osservarli anche in vivo con altri strumenti come la microscopia ad interferenza o confocale per rilevarne altri dettagli ancora non chiariti.

Summary

Usually many different species are utilised in fish farms for alimentary production, for example Sparus aurata and Dicentrarchus labrax, nevertheless the introduction of new species with different characteristics gives the possibility of a better exploiting of the farms themselves. We had tested the possibility to utilise the Umbrina cirrosa, an autochthonous species that seems to satisfy most of the required characteristics, as it has a summer reproduction (June - July), a rather fast growth and a good adaptability to the usual fish farm diets.

In this study we observed the characteristics of the embryological development using the time-lapse technique, which permits a continuous shot of the embryo from fertilisation to ecclosion at regular gaps and gives the possibility to review in acceleration the whole development in few minutes.

The eggs made by the females after hormonal stimulation were squeezed and artificially fertilised with sperm obtained from naturally activated male. These eggs were immediately put in petris' dishes containing sterile sea water and immobilised by a plastic greed (1 mm) not to make the floating eggs move. The shots have been executed with a Panasonic video camera (F50 CCD) applied on an inverted Reichert microscope with a total magnification of 55X and connected with a JVC video recorder (BR-9060E) time-lapse regulated at recording lapses of 6.4 sec. for each image. The shot observed with normal reproducing speed (25 images/sec.) quicken the events to 160 times. In particular the developing speed of this species has turned out to be very high: the typical meroblastic segmentation begins just after 32 min. from the egg fertilisation (at 24 °C) and the following cleavages repeat themselves with a rhythm of more or less 13 min. The blastoderm afther 4 hours and 24 min. expands in a vegetal direction by epiboly. After 5 hours gastrulation starts and contemporarily the yolk sac is expanded all around the embryo and closes at 9 hours and then the neural structures start to form. After 11 hours the somites begin to be present and increase in number during the tail formation. Muscular contractions start at 16 hours and 52 min. and heart beating at 17 hours and 49 min. The hatching happens after more or less 21 hours at 24°C. Using the time-lapse technique, many other events are observable, as the gastrulation phases, the closing of the yolk sac, the migration of the mesenchimal cells in the yolk sac, the absence of bloody circulation in these early phases even in presence of a regular heart-beat.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Dr. T. De Marco dell'E.S.A.V., per l'ospitalità presso l'impianto di Acquacoltura di Pellestrina, il Dr. N. Borgoni, Dr. J. Richard e il Sig. S. Borella della Naturae S.r.l. per l'allevamento delle ombrine, e il Sig. A. Cirelli per il montaggio video digitale.

Bibliografia

BARBARO A., BOZZATO G., FANCIULLI G., FRANCESCON A., LIBERTINI A., RICHARD J. (1996) - Maturità gonadica in *Umbrina cirrosa* (L.), riproduzione ed allevamento in cattività. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 394-395.

CARRILLO M., ZANUY S., PRAT F., CERDA J., RAMOS J., MANANOS E., BROMAGE N. (1995) - Sea bass (*Dicentrarchus labrax*) (pp: 138-168), in: *Broodstock Management and egg and larval quality.* Ed. by N.R. Bromage and R.J. Roberts: 424 pp.

HISAOKA K.K., OTT J.W, MARCHESE A.N. (1957) - Time-lapse studies on the embryology of the zebrafish, *Brachidanio rerio. Anat. Rec.*, **128** :565.

MELOTTI P., RONCARATI A., GENNARI L., MORDENTI O. (1995) - Preliminary data on the induction of spawning in the corb (*Umbrina cirrosa* L.). Larvi '95 EAS Special Publication, **24**: 451-453.

RHIEL R. (1993) - Surface morphology and micropyle as a tool for identifying fish eggs by scanning electron microscopy. *Eur. Microsc. Anal.*, **23** :7-9.

ZOHAR Y., HAREL M., HASSIN S., TANDLER A. (1995) - Gilt-head sea bream (*Sparus aurata*) (pp. 94-117), in: *Broodstock Management and egg and larval quality*. Ed. by N.R. Bromage and R.J. Roberts: 424 pp.

La ricerca è stata finanziata dal Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali progetto 4 C 091.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 421-432

L. Colombo, F. Argenton, S. Vianello, L. Dalla Valle,
P. Belvedere, M. Bortolussi

Department of Biology, University of Padova, Via U. Bassi 58/B - 35131 Padova, Italy.

APPLICATIONS OF BIOTECHNOLOGY IN MARINE FISH CULTURE AND THEIR ECOSYSTEMIC COMPATIBILITY: THE CASE OF TRANSGENIC FISH

APPLICAZIONI DELLA BIOTECNOLOGIA IN PISCICOLTURA MARINA E LA LORO COMPATIBILITÀ ECOSISTEMICA: IL CASO DEI PESCI TRANSGENICI

Abstract

Since their first appearance in 1985, transgenic fish bearing growth hormone (GH)-encoding constructs have attracted considerable attention for both their remarkably enhanced growth rates and the possible ecosystemic risks of their dispersal into the environment. To cope with the latter issue, a trend has developed in transgenic fish research to ensure high GH secretion levels with only fish-derived transgenes in order to increase the homology between transferred DNA and recipient genome. This positive trend, however, has not yet resulted in the replacement of heterologous promoters, overexpressing GH ectopically, with reduced or modified versions of fish constitutive GH promoters with eutopic expression. In the past, it was feared that constitutive promoters might contain silencer sequences, but our research on the functional organization of the GH and prolactin (PRL) promoters in rainbow trout has demonstrated that the proximal promoters are exclusively involved in transcriptional activation. Hence, transgenic fish bearing additional copies of constitutive GH genes with short promoters might still display an enhanced growth. Although autotransgenic fish bearing a isospecific constitutive transgene are likely to be less ecosystemically threatening than allotransgenic fish containing a highly artificial construct, it is still controversial whether this assumption can be verified by risk assessment studies involving the release of fertile transgenics. Taking into account the great vagility of marine fish and their extraordinary fertility, it seems that a safer approach would be to recommend the complete sterility of transgenic fish to be reared in open farming systems in order to prevent any genetic contamination of wild conspecifics.

Key-words: Teleost, Transgenesis, Growth hormone, Prolactin, Environmental safety.

Introduction

Growth hormone (GH), produced by somatotropes of the pituitary gland, plays a crucial role in stimulating somatic growth in both mammals and fish. In the latter group, it may also be involved in osmoregulation, as it mediates seawater adaptation in salmonids (Bolton *et al.*, 1987). Conversely, freshwater osmoregulation in euryhaline marine teleosts requires prolactin (PRL) (Loretz and Bern, 1982), another pituitary hormone belonging to the GH family which is produced by lactotropes. PRL promotes pre-metamorphic growth in anouran amphibians (Nicoll *et al.*, 1990), whereas comparable auxogenic effects have not yet been demonstrated in bony fish. Hence, most attempts to enhance growth in cultured fish by gene transfer have involved the GH gene.

Following the pioneering experiment by Zhu *et al.* (1985) concerning the transfer of a GH-encoding genetic construct into fertilized eggs of the goldfish, a vast body of literature has accumulated on the topic of transgenesis in teleost fish. Several extensive reviews have monitored progress in this field and only a

list of the most recent ones is provided here (Powers *et al.*, 1992; McEvoy *et al.*, 1992; Jiang, 1993; Maclean and Rahman, 1994; Chen *et al.*, 1995; Gong and Hew, 1995; Yiengar *et al.*, 1996; Knibb *et al.*, 1996; Knibb, 1997).

So far, transgenesis in fish has been mainly performed in freshwater-spawning teleosts, that is cyprinids, salmonids, cichlids, esocids and ictalurids. Although, most experiments have concentrated on growth enhancement by microinjection or electroporation of GH-encoding transgenes into gametes or fertilized eggs, research has also been directed towards increasing the freeze resistance of Atlantic salmon (Fletcher *et al.*, 1992) and cold tolerance of goldsfish (Wang *et al.*, 1995) as well as to develop a transgenic approach to confer disease resistance (Jiang, 1993; Anderson *et al.*, 1996).

Heterologous vs. homologous GH-encoding transgenes

As concerns GH transgenes, owing to the fact that appropriate piscine sequences were at the time not available highly heterologous GH-constructs were used in early work. These were composed of mammalian and avian GH genes or cDNAs driven by mammalian or viral promoters (cf. Iyengar *et al.*, 1996). However, transgene expression was not satisfactory and, moreover, heterologous sequences would hardly be acceptable to the food market due to public concern over animals carrying foreign DNA.

For these reasons, research on gene transfer to improve growth in farmed fish is presently conducted with transgenes containing exclusively fish-derived sequences ("all-fish" constructs). This positive trend towards a greater homology between the transgene and the recipient genome has not yet progressed further into the selection of more finely tuned promoters to drive the expression of complementary or genomic hormone-encoding DNAs. In fact, the pursuit of high expression levels of GH has prompted the use of chimeric constructs containing regulatory sequences with either a widespread tissue expression, such as the salmonid metallothionein gene promoters and the carp β-actin gene promoter, or with a tissue-specific expression of high intensity, such as the hepatotropic ocean pout antifreeze protein gene promoter. Unfortunately, the overexpression of GH is not always correlated with a better growth (Du *et al.*, 1992; de la Fuente *et al.*, 1997) and may bring about negative side effects.

Devlin and coworkers (1994) reported that coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*, bearing a construct consisting of the sockeye salmon GH gene fused to the sockeye salmon metallothionein-B promoter, were on average 11-fold heavier (and some individuals up to 37-fold heavier!) than non-transgenic controls at 14 months of age and had GH plasma levels up to 40-fold higher due to an uncontrolled overexpression of the transgene. These fish were affected by various abnormalities, such as acromegaly, cranio-facial deformities and opercular overgrowth, and showed reduced viability. Recently, Rahman *et al.* (1997) have found that transgenic Nile tilapias, *Oreochromis niloticus,* carrying a chinook salmon GH gene driven by an ocean pout antifreeze protein promoter, were characterized by a high level of exogenous GH expression and a 4 times greater growth rate than their non-transgenic full siblings. Transgenic males, however, were subfertile or completely sterile.

These and similar results suggest that a convenient alternative might be the transfer of GH gene constructs driven by their own regulatory sequences to target

expression to the pituitary, because the increase of GH levels in the resulting transgenics would be more physiologically controllable. Oddly enough, gene transfer experiments of this kind have never been performed so far in farmed fish, probably for the fear that internal negative feedback mechanisms might depress the expression of the transgene.

Functional organization of rainbow trout GH and PRL gene promoters

Since regulatory sequences to be used in gene transfer need to be accurately characterized, we have carried out detailed studies on the mechanisms regulating transcription of rainbow trout GH (tGH) and PRL (tPRL) genes. We have included the analysis of the PRL promoter because transfer of PRL-encoding constructs may be useful not only to improve the survival of euryhaline marine species in freshwater, but also to evidence any growth-promoting effects of PRL in fish. The rainbow trout was chosen as a model fish because most research concentrates on salmonids owing to their great economic importance.

Role of the transcription factor Pit-1

In our early investigations, we found that the tGH promoter could drive the expression of the chloramphenicol acetyl transferase reporter gene in GC cells, a rat pituitary cell-line expressing GH. Moreover, footprinting assays demonstrated that nuclear extracts of GC cells protected several regions of the tGH promoter encompassing WWWNCAT sequences (Argenton *et al.*, 1993). These elements correspond to the consensus sequences for Pit-1, a key transcription factor of mammalian GH and PRL genes, which is highly expressed in GC cells (Theill and Karin, 1993; Andersen and Rosenfeld, 1994). Gel retardation assays showed that nuclear extracts of GC cells and trout pituitaries contain a protein, subsequently shown to be Pit-1 (Argenton *et al.*, 1996a), that binds to the Pit-1 consensus of the tGH promoter.

Further transfection studies established that both the tGH and the tPRL promoters, fused to the luciferase reporter gene, activate transcription in Pit-1-producing cells, such as rat pituitary cell lines and trout pituitary cells in primary culture, but not in non-pituitary mammalian or fish cell lines that do not express Pit-1 (Argenton *et al.*, 1996a, b). However, in non-pituitary cells, such as carp EPC cells, the tGH and tPRL promoters were efficiently activated by cotransfected CMV-enhancer-driven expression plasmids encoding either rat or trout Pit-1s (Argenton *et al.*, 1996a, b). Similar results were also obtained by other authors with salmon GH and PRL promoters (Xiong *et al.*, 1992; Ono *et al.*, 1995). Hence, it appears that in salmonids, as in mammals, Pit-1 plays a crucial role in the activation of the GH and PRL genes.

The ability of the tGH and tPRL promoters to activate transcription in rat pituitary cells is due to the remarkable conservation of Pit-1 (Ono and Takayama, 1992; Yamada *et al.*, 1993). Indeed, in salmonid and mammalian Pit-1s, the C-terminal DNA-binding domain, called the POU domain, shares 86% identity, a fact which correlates well with the capacity of rat Pit-1 to bind efficiently to and activate the tGH and tPRL promoters. The N-terminal activation domain is also well conserved, except for the occurrence in the fish protein of two insertions of about 30 amino acids each. This suggests that fish Pit-1 may have distinct functions in addition to those shared with the mammalian protein.

Detailed footprinting experiments demonstrated that the tGH and tPRL promoters bear 4 and 5 Pit-1-binding sites, respectively (Argenton *et al.*, 1996a, b). Each of these sites (designated F1 to F4 in the tGH promoter and F1 to F5 in the tPRL promoter, F1 being the most proximal site relative to the TATA box) contains one or more putative Pit-1 consensus motifs. Comparison with mammalian Pit-1 target genes evidences a highly conserved pattern in the position of the proximal Pit-1-binding sequence (Fig. 1). In particular, the most proximal site

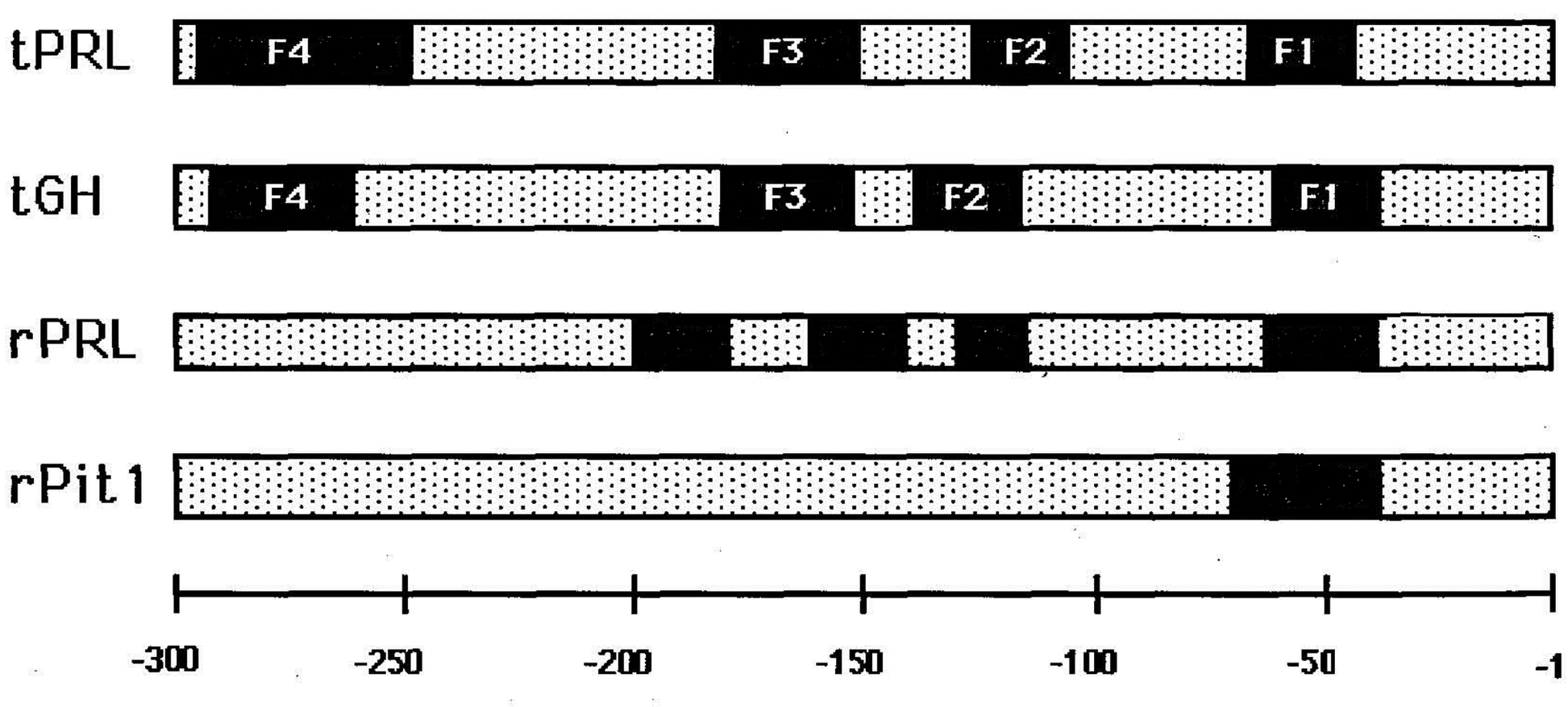


Fig. 1 - Conserved position of Pit-1-binding sites in the promoters of trout and rat target genes. Depicted are the position of the Pit-1 recognition sites (black boxes) in the -300/-1 5'-flanking regions of the trout PRL (tPRL; Argenton *et al.*, 1996b), trout GH (tGH; Argenton *et al.*, 1996a), rat PRL (rPRL; Nelson *et al.*, 1988) and rat Pit-1 (rPit1; Chen *et al.*, 1990) genes.

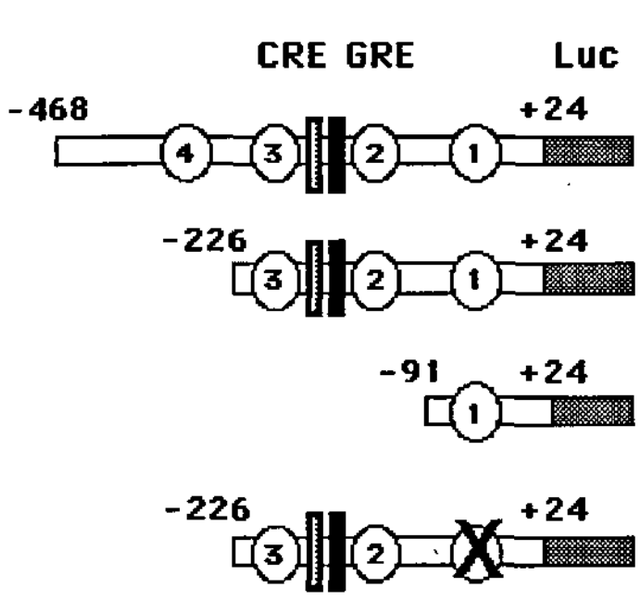
Conservazione della posizione dei siti di legame per Pit-1 nei promotori dei geni bersaglio nel ratto e nella trota. E' illustrata la posizione dei siti di riconoscimento per Pit-1 (rettangoli neri) nella regione fiancheggiante in 5' (-300/-1) dei geni della prolattina di trota (tPRL; Argenton *et al.*, 1996b), GH di trota (tGH; Argenton *et al.*, 1996a), prolattina di ratto (rPRL; Nelson *et al.*, 1988) e Pit-1 di ratto (rPit1; Chen *et al.*, 1990).

occupies a similar position in the tGH, tPRL, rat PRL and rat Pit-1 genes. The position of the second and third most proximal sites is also well conserved in several fish and mammalian Pit-1 target genes.

Deletional analysis indicated that, in both tGH and tPRL promoters, the F1 site alone was sufficient to confer tissue specificity and strong transcriptional activity, although maximal activation required, in addition, the region encompassing the F2 and F3 sites (Argenton *et al.*, 1996a, b; Figure 2). Moreover, deletion of the F1 site in the tPRL promoter (Argenton *et al.*, 1996b) or mutation of its counterpart in the tGH promoter (Figure 2), caused over 80% decrease in transcriptional activity. This fact demonstrates the pivotal role played by this site in transcriptional activation and conforms with the strict conservation of its position in Pit-1 target genes during evolution. It is also in accordance with the demonstration that optimal activation of the rat PRL promoter requires a unique positioning of its most proximal Pit-1 site (Smith *et al.*, 1995).

Conversely, the function of the F4 and F5 sites is puzzling: in transfection experiments the transcriptional activity of the tGH and tPRL promoters was indeed

decreased in the presence of the regions containing these sites (Argenton *et al.*, 1996a, b; Figure 2). It is, however, unclear whether this inhibition is to be ascribed to Pit-1 or to other unknown factor(s) binding to these upstream regions. As a



cont	cAMP	DEX	cAMP+DEX
58±9	464±85	260±65	1680±415
100	440±35	580±160	2040±365
32±3	42±4	54±7	32±3
22±3	57±10	40±5	110±15

Fig. 2 - Effects of deletional and site-specific mutagenesis on cAMP, dexamethasone- and cAMP + dexamethasone-induced transactivation of the trout GH promoter in rat pituitary GC cells. GC cells ($8x10^6$), cultivated in Ham's medium supplemented with 10% charcoal-stripped fetal calf serum, were transfected by electroporation with 40 µg of the luciferase (Luc) reporter plasmids carrying the 5'-flanking regions of the trout GH gene depicted on the left. In all transfections 8 µg of an expression plasmid (pCMV-ßgal) producing ß-galactosidase were also included to normalize the data to transfection efficiency. The cells were then divided into four dishes and were either left untreated as controls (cont) or induced with 500 µM 8-[4-chlorophenylthio]cAMP (cAMP), 10^{-7} M dexamethasone (DEX) or a mixture of both (cAMP + DEX). Luciferase values were determined after 24 h. All data are the mean ± SEM of 4 independent transfections and are expressed in % relative to the value obtained with the untreated reporter plasmid carrying the -226/+24 region of the trout GH promoter. The extension of the trout GH promoter region carried by each reporter plasmid is indicated by the coordinates of its extremities (-468/+24, -226/+24 and -91/+24). The presence and position of Pit-1 binding sites (F1 to F4) and the cAMP response element (CRE, open vertical bar) (Argenton *et al.*, 1996a), as well as the location of the glucocorticoid response element (GRE, black vertical bar) are also indicated. The cross on the F1 site indicates the presence of mutations disrupting the Pit-1 consensus motif.

Effetti della mutagenesi di delezione e sito-specifica sull'induzione, in presenza di AMPc, desametasone o AMPc + desametasone, della transattivazione del promotore del GH di trota in cellule ipofisarie GC di ratto. Cellule GC ($8x10^6$), coltivate in terreno di Ham supplementato con 10% di siero bovino fetale trattato con carbone attivo, sono state trasfettate con 40 µg di plasmidi reporter contenenti il gene della luciferasi guidato dalle regioni fiancheggianti in 5' del gene del GH di trota illustrate sulla sinistra. In tutte le trasfezioni, 8 µg di un plasmide d'espressione producente ß-galattosidasi sono stati aggiunti allo scopo di normalizzare i dati in base all'efficienza della trasfezione. Le cellule sono state poi suddivise in 4 capsule e processate nel modo seguente: 1) non sottoposte ad alcun trattamento in qualità di controlli (cont); 2) indotte con 500 µM di 8-[4-clorofeniltio]AMPc (AMPc); 3) indotte con 10^{-7} M desametasone (DEX); o 4) indotte con 500 µM AMPc + 10^{-7} M desametasone (AMPc + DEX). L'attività luciferasica è stata determinata 24 h dopo l'induzione. Tutti i dati rappresentano le medie ± SEM di 4 trasfezioni indipendenti e sono espressi in % relativamente al valore ottenuto con le cellule non indotte trasfettate con il plasmide reporter contenente la regione -226/+24 del promotore del GH di trota. L'estensione della regione del promotore del GH di trota contenuta in ciascun plasmide reporter è indicata dalle coordinate delle sue estremità (-468/+24, -226/+24 e -91/+24). Sono anche indicate la presenza e la posizione dei siti di legame per Pit-1 (F1 a F4), dell'elemento di risposta all'AMPc (CRE, barra verticale aperta) (Argenton *et al.*, 1996a) e dell'elemento di risposta ai glucocorticoidi (GRE, barra verticale piena). La croce sul sito F1 indica la presenza di mutazioni che eliminano la sequenza di consenso per Pit-1.

matter of fact, Pit-1 does not always behave as a transcriptional activator: in the rat Pit-1 gene, a Pit-1-binding element located in the 5' untranslated region immediately 3' of the cap site, negatively regulates transcription (Chen *et al.*, 1990).

Transcriptional regulation by cAMP

Several lines of evidence suggest that physiological levels of expression of the mammalian GH and PRL genes require the action of other factors, in addition to Pit-1 (Andersen and Rosenfeld, 1994). In particular, the expression of mammalian Pit-1 target genes has been shown to be modulated by ubiquitous and systemic regulators, such as cAMP, glucocorticoid, estrogen and thyroid hormone (Theill and Karin, 1993; Andersen and Rosenfeld, 1994; Sheppard *et al.*, 1994).

Transfection assays performed in GC cells and trout pituitary cells in primary culture demonstrated that the activity of the tGH promoter, but not that of the tPRL promoter, is strongly enhanced in the presence of cAMP (Argenton *et al.*, 1993; Argenton *et al.*, 1996a, b; Figure 2). Moreover, transfection experiments in carp EPC cells, that express Pit-1 only upon cotransfection with a CMV-Pit-1 construct, showed that induction of transcription by cAMP is dependent on Pit-1.

Deletional and mutational analyses indicated that the cAMP responsiveness of the tGH promoter relies completely on a TGACG motif located between the F2 and F3 Pit-1-binding sites (Argenton *et al.*, 1996a). Similar results were also reported for the chinook salmon GH gene (Wong *et al.*, 1996).

In mammals, the TGACG sequence corresponds to the cAMP-response element (CRE), a binding site for the CRE-binding protein (CREBP) which stimulates transcription upon phosphorylation through the cAMP-dependent protein kinase A signalling pathway.

Gel-shift and southwestern assays revealed that a single nuclear protein in GC and fish cells can bind to the TGACG motif of the tGH promoter. These results support the conclusion that the mechanisms mediating cAMP stimulation of transcription are highly conserved in vertebrates.

Transcriptional regulation by glucocorticoid

In GC cells, transcription driven by both the tGH and the tPRL promoters was strongly enhanced by the synthetic glucocorticoid dexamethasone (DEX), but was unaffected by estradiol-17β (Argenton *et al.*, 1996b). Transfection studies performed in GC cells and trout pituitary cells with deletional and mutational derivatives of these promoters indicated that in both of them the region encompassing the F2 and F3 sites contains a motif, related to the mammalian glucocorticoid response element (GRE), which is required for effective DEX activation. Moreover, in the case of the tGH promoter in which the putative GRE is flanked by the CRE, cAMP and DEX were found to activate transcription synergistically (Figure 2).

The finding that similar *cis*-elements mediate cAMP and glucocorticoid responsiveness in fish and mammals, and the recent cloning of a trout glucocorticoid receptor displaying a high homology with its mammalian counterpart (Ducouret *et al.*, 1995), suggest that the basic mechanisms by which these general regulators modulate transcription are conserved in vertebrate evolution.

On the opposite, the effects of cAMP and glucocorticoid on GH and PRL gene expression may differ from fish to mammals. For example, the mammalian PRL promoter, in contrast to its trout homologue, is negatively regulated by glucocorticoids and stimulated by cAMP and estrogen (Theill and Karin, 1993; Andersen and Rosenfeld, 1994). Therefore, it appears that, in the course of evolution, the GH and PRL genes have conserved their Pit-1 dependence but, at the same time, have exploited ubiquitous and systemic regulators, such as cAMP and steroids, to develop a variety of modulating mechanisms to adapt their quantitative and temporal patterns of expression to the contingent needs of each species.

Towards autotransgenic fish

The data reviewed above about the functional organization of the GH and PRL promoters in the trout and other fish suggest that the proximal promoter is essentially involved in transcription activation, whereas other regulatory elements with either enhancer or silencer function may be located further upstream or elsewhere. Hence, the use of constitutive promoters of short length should ensure the eutopic expression of GH-encoding transgenes without responsiveness to internal negative feed-back mechanisms. Longer promoters may favour instead greater modulatory control.

Fish expressing GH-encoding transgenes eutopically or even ectopically but at a low level, as recommended by de la Fuente *et al.* (1997), may better reconcile growth enhancement with the preservation of a normal phenotype. Coupling of fish GH promoters to species-specific GH-encoding DNAs is already feasible in both the European seabass, *Dicentrarchus labrax*, and the gilthead seabream, *Sparus aurata*, because their GH cDNAs have been already sequenced (Doliana *et al.*, 1992; Funkenstein *et al.*, 1991).

Moreover, transgenic fish bearing completely species-specific constructs with eutopic expression, if produced in the future, would be autotransgenic, according to the definition by Beardmore (1997), and might be even considered for use as broodstock in selective breeding programs. In this case, transgenetics would blend with quantitative genetics.

Ecosystemic compatibility of transgenic fish

At present, the Italian legislation does not differentiate between autotransgenic organisms, in which the exogenous DNA and the recipient genome belong to the same species, from allotransgenic organisms, in which the exogenous DNA and the recipient genome belong to different species. In fact, the definition of genetically modified organism, GMO, is based on the technical approach used to induce the genetic modification (Supplement to Gazzetta Ufficiale of 03-04-1993, n. 78, art.3 and allegate I A). Thus, vector-based recombinant DNA technology and microinjection of foreign DNA create GMOs, whereas polyploidization and interspeficic hybridization does not. It is somehow puzzling the fact that an autotransgenic bearing more than two copies of a single gene must be regarded as a GMO, while a polyploid organism with all genes in more than two copies or a hybrid that combines two unrelated genomes are not GMOs.

As underlined by Beardmore (1997), the UK regulations concerning GMOs refer only to cases of DNA transfer between species. Considering that Italy is

hopefully becoming part of a novel European reality and that progress in the field of gene transfer moves extremely fast, there is a need for more homogeneous policies within the European Community that should be continuously expanded and updated to comply with all possible situations.

Undoubtedly, an organism bearing a transgene that eliminates a constitutive gene by homologous recombination (gene knockout) or suppresses its expression by mRNA hybridization (antisense mRNA) cannot be equalled to an organism that expresses a novel character encoded in a transgene. Similarly, a gradualness may be envisaged in allotransgenicity because the exogenous DNA and the recipient genome may belong to different species that are either taxonomically akin (a situation resembling autotransgenicity) or extremely distant phylogenetically (even crossing the kingdom barriers, as when prokaryotic or viral sequences are inserted into a vertebrate).

The issue of the environmental safety of allotransgenic fish has been repeatedly raised (Kapuscinski and Hallermann, 1991; Hallerman and Kapuscinski, 1992; Hindar, 1993). This problem can be best overcome by rearing a limited number of transgenic broodfish in closed systems with recirculating water to ensure complete physical confinement, and by growing for fattening only totally sterile fish produced by interspecific hybridization, triploidy induction, genetic sterility induced by homozygous recessive alleles (Knibb *et al.*, 1996), expression of a GnRH anti-mRNA driven by a GnRH gene promoter (Alestrom *et al.*, 1992) or any other equivalent means.

It should be noted that, according to the above-mentioned Italian legislation, a sterile organism bearing a transgene does not fit into the definition of GMO. In fact, a GMO must be "a biological entity capable of reproducing or transferring genetic material". Hence, no restriction should exist as to the fattening of sterile transgenic fish inside cultivation modules within the natural environment, their transfer to the market (strangely enough, art. 4 allows any kind of transport even for fertile GMOs) and their sale, if nutritionally adequate for human consumption.

On the other hand, the same legislation contemplates the possibility of authorizing risk assessment studies, based on pilot release trials of fertile GMOs into the environment, in order to figure out any undesirable ecosystemic impact. This procedure may be safe enough when implemented on several terrestrial species among cultivated plants or domestic mammals. It is, however, hazardous in the case of marine fish, mollusks and crustaceans, that are often characterized by great vagility at the larval and/or subsequent stages and extraordinary fertility at adulthood. Consequently, this approach seems to be hardly applicable to marine organisms, to have scarce informative and predictive values due to the limited accessibility of the marine environment to human observation, and may actually cause dispersal of transgenic fish into the wild, as amply discussed by Hindar (1993).

Thus, the complications inherent in risks assessment studies with fertile transgenic fish or other aquatic GMOs can be conveniently eliminated by replacing the option of their release trial into the environment with the requirement to attest their complete sterility by simple anatomical and histological criteria.

Knibb (1997), however, regards such a precautionary attitude towards the mass cultivation near or at the sea of non-sterile transgenic marine fish as really unmotivated. He opposes the assumption that the release of genetically modified fish, including warmwater marine fish, like the gilthead seabream, that have a

great potential for dispersal, a low probability for recapture and a reasonable chance to survive and reproduce in the wild, may in any way represent an implant of superior variants capable of genetic amplification at the expense of feral conspecifics and other aquatic populations.

On the opposite, based on the previous ecologically risk-free records of genetically engineered domestic plants and terrestrial animals, he holds that remains to be falsified the hypothesis that laboratory-induced genetic changes "have a negligible probability of being selectively favoured in wild populations under natural selection, and accordingly, without sustained large releases, have little potential for ecological impact". The crucial argument is that without substantial knowledge of the complexities in genomic architecture and gene interplay required for phenotypic adaptation to the environment, any engineered genetic change is fated to exalt a peculiar trait at the detriment of overall fitness in the wild, in a similar way as classical random mutations.

This reasoning is well substantiated by existing evidence in terrestrial organisms but remains uncertain at the moment in the case of aquatic GMOs. Thus, enforcement of sterility in cultivated transgenic fish appears as a safer and a less controversial strategy.

In conclusion, biotechnology can provide alternative opportunities for productive improvements in marine fish culture as compared to selective breeding and inbred line development, while complying with more severe criteria to ensure environmental safety and protection of wild fish population from any genetic contamination.

Acknowledgements

The work from the authors' laboratory was supported by grants within the Third and Fourth Triennial Plans on Fisheries and Aquaculture in Marine and Brackish Waters from the Ministry of Agricultural Policies of Italy.

Riassunto

Fin dalla loro prima apparizione, nel 1985, i pesci transgenici, portatori di costrutti codificanti per l'ormone della crescita (GH), hanno suscitato notevole attenzione sia per i loro tassi di crescita corporea marcatamente aumentati che per i possibili rischi ecologici connessi ad una loro dispersione nell'ambiente. Per limitare quest'ultimo inconveniente, la ricerca sui pesci transgenici si è orientata in modo da garantire alti livelli di secrezione di GH utilizzando solo transgeni derivati da pesci teleostei così da aumentare l'omologia tra il DNA trasferito ed il genoma ricevente. Tale tendenza positiva, tuttavia, non ha ancora portato alla sostituzione di promotori eterologhi, sovraesprimenti il GH a livello ectopico, con versioni ridotte o modificate di promotori costitutivi di GH di pesce ad espressione eutopica. Questa riluttanza è stata probabilmente motivata dal timore che meccanismi interni di retroazione negativa, normalmente implicati nella regolazione fisiologica della secrezione del GH, potessero deprimere l'espressione del transgene. Tuttavia la nostra ricerca sull'organizzazione funzionale dei promotori del GH e della prolattina (PRL) nella trota iridea hanno dimostrato che i meccanismi di base che regolano l'espressione dei geni per questi ormoni sono altamente conservati nei vertebrati e che i promotori prossimali sono coinvolti esclusivamente nell'attivazione e non nella repressione trascrizionale. Pertanto, in pesci

transgenici portatori di copie addizionali di geni costitutivi del GH sotto il controllo di promotori corti potrebbe ugualmente verificarsi un'accelerazione della crescita.

Sebbene i pesci autotransgenici, portatori cioè di un transgene isospecifico, siano verosimilmente dal punto di vista ecosistemico meno pericolosi dei pesci allotransgenici, contenenti un costrutto altamente artificiale, è tuttora controverso se questo presupposto possa essere dimostrato da studi di valutazione dell'impatto ambientale conseguente al rilascio deliberato in natura di pesci transgenici fertili. Tenendo conto della grande mobilità dei pesci marini e della loro straordinaria fertilità, l'approccio più sicuro sembra essere al momento quello basato sulla completa sterilità gonadica dei soggetti transgenici destinati ad essere allevati per l'ingrasso in sistemi aperti al fine di evitare qualsiasi contaminazione genetica dei conspecifici selvatici.

References

ALESTRÖM P., KISEN G., KLUNGLAND H., ANDERSON O. (1992) - Fish gonadotropin-releasing hormone gene and molecular approaches for control of sexual maturation: development of a transgenic fish model. *Mol. Mar. Biol. Biotechnol.*, **1**: 376-379.

ANDERSEN B., ROSENFELD M.G. (1994) - Pit-1 determines cell types during development of the anterior pituitary gland. *J. Biol. Chem.*, **269**: 29335-29338.

ANDERSON E.D., MOURICH D.V., FAHRENKRUG S.C., LAPATRA S., LEONG J. (1996) - Genetic immunization of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) against infectious hematopoietic necrosis virus. *Mol. Mar. Biol. Biotechnol.*, **5**: 114-122.

ARGENTON F., VIANELLO S., BERNARDINI S., JACQUEMIN P., MARTIAL J., BELAYEW A., COLOMBO L., BORTOLUSSI M. (1993) - The transcriptional regulation of the growth hormone gene is conserved in vertebrate evolution. *Biochem. Biophys. Res. Commun.*, **192**: 1360-1366.

ARGENTON F., BERNARDINI S., PUTTINI S., COLOMBO L., BORTOLUSSI M. (1996a) - A TGACG motif mediates growth-hormone-factor-1/pituitary-transcriptional-activator-1-dependent cAMP regulation of the rainbow trout growth-hormone promoter. *Eur. J. Biochem.*, **238**: 591-598.

ARGENTON F., RAMOZ N., CHARLET N., BERNARDINI S., COLOMBO L., BORTOLUSSI M. (1996b) - Mechanisms of transcriptional activation of the promoter of the rainbow trout prolactin gene by GHF1-Pit1 and glucocorticoid. *Biochem. Biophys. Res. Commun.*, **224**: 57-66.

BEARDMORE J.A. (1997) - Transgenics: autotransgenics and allotransgenics. *Transgenic Res.*, **6**: 107-108.

BOLTON J.P., COLLIE N.L., KAWAUCHI H, HIRANO T. (1987) - Osmoregulatory actions of growth hormone in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *J. Endocrinol.*, **112**: 63-68.

CHEN R., INGRAHAM H.A., TREACY M.N., ALBERT V.R., WILSON L., ROSENFELD M.G. (1990) - Autoregulation of Pit-1 gene expression mediated by two cis-active promoter elements. *Nature,* **346**: 583-586.

CHEN T.T., LU J.K., SHAMBLOTT M.J., CHENG C.M., LIN C.M., BURNS J.C., REIMSCHUESSEL R., CHATAKONDI N., DUNHAM R.A. (1995) - Transgenic fish: ideal models for basic research and biotechnological applications. *Zool. Stud.*, **34**: 215-234.

DE LA FUENTE J., GUILLÉN I., ESTRADA M.P. (1997) - The paradox of growth in fish. Proceedings of the 4th International Marine Biotechnology Conference, Sorrento, Italy, 22-29-09-1997, abstract n. 19.

DEVLIN R.H., YESAKI T.Y., BIAGI C.A., DONALDSON E.M., SWANSON P., CHAN W.-K. (1994) - Extraordinary salmon growth. *Nature,* **371**: 209-210.

DOLIANA R., BORTOLUSSI M., COLOMBO L. (1992) - Cloning and sequencing of European

sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) growth hormone cDNA using polymerase chain reaction and degenerate oligonucleotides. *DNA Sequence*, **3**: 185-189.

DU S.J., GONG Z., FLETCHER G.L., SHEARS M.A., KING M.J., IDLER D.R., HEW C.L. (1992) - Growth enhancement in transgenic Atlantic salmon by the use of an "all-fish" chimeric growth hormone gene construct. *Bio/Technology*, **10**: 176-181.

DUCOURET B., TUJAGUE M., ASHRAF J., MOUCHEL N., SERVEL N., VALOTAIRE Y., THOMPSON E.B. (1995) - Cloning of a teleost fish glucocorticoid receptor shows that it contains a deoxyribonucleic acid-binding domain different from that of mammals. *Endocrinology*, **136**: 3774-3783.

FLETCHER G.L., DAVIES P.L., HEW C.L. (1992) - Genetic engineering of freeze-resistant Atlantic salmon. In: Hew C.L., Fletcher G.L. (eds), *Transgenic Fish*, World Scientific: 190-208.

FUNKENSTEIN B., CHEN T.T., POWERS D.A., CAVARI B. (1991) - Cloning and sequencing of the gilthead seabream (*Sparus aurata*) growth hormone-encoding cDNA. *Gene*, **103**: 243-247.

GONG Z., HEW C.L. (1995) - Transgenic fish in aquaculture and development biology. *Cur. Top. Dev. Biol.*, **30**: 177-214.

HALLERMANN E.M., KAPUSCINSKI A.R. (1992) - Ecological implications of using transgenic fishes in aquaculture. *ICES Mar. Sci. Symp.*, **194**: 56-66.

HINDAR K. (1993) - Genetically engineered fish and their possible environmental impact. *NINA Oppdragsmelding*, **215**: 1-48.

IYENGAR A., MÜLLER F., MACLEAN N. (1996) - Regulation and expression of transgenes in fish. *Transgenic Res.*, **5**: 147-166.

JIANG Y. (1993) - Transgenic fish - gene transfer to increase disease and cold resistance. *Aquaculture*, **111**: 31-40.

KAPUSCINSKI A.R., HALLERMANN E.M. (1991) - Implications of introduction of transgenic fish into natural ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **48**: 99-107.

KNIBB W. (1997) - Risk from genetically engineered and modified marine fish. *Transgenic Res.*, **6**: 59-67.

KNIBB W., GORSHKOVA G., GORSHKOV S. (1996) - Potentials gains through genetic improvement: selection and transgenesis. In: Chatain B., Saroglia M., Sweetman J., Lavens P. (eds), *Proceedings of the International Workshop on Seabass and Seabream Culture: Problems and Prospects*, International Workshop, Verona, Italy, 16/18-10-1996. European Aquaculture Society, Oostende, Belgium: 175-188.

LORETZ C.A., BERN H.A. (1982) - Prolactin and osmoregulation in vertebrates. An update. *Neuroendocrinology*, **35**: 292-304.

MACLEAN N., RAHMAN A. (1994) - Transgenic fish. In: Maclean N. (ed), *Animals with Novel Genes*, Cambridge University Press: 63-105.

MCEVOY T.G., GANNON F., SREENAN J.M. (1992) - Gene transfer in fish: potential and practice. *Anim. Biotechnol.*, 3: 211-243.

NELSON C., ALBERT V.R., ELSHOLTZ H.P., LU L.I.-W., ROSENFELD M.G. (1988) - Activation of cell-specific expression of rat growth hormone and prolactin genes by a common transcription factor. *Nature*, **239**: 1400-1405.

NICOLL C.S., HEBERT N.J., DELIDOW B.C., ENGLISH D.E., RUSSEL S.M. (1990). Prolactin and synlactin: comparative aspects. In: Epple A., Scanes C.G., Stetson M.H. (eds), *Progress in Comparative Endocrinology*, Wyley-Liss, Inc.: 211-218.

ONO M., TAKAYAMA Y. (1992) - Structure of cDNAs encoding chum salmon pituitary-specific transcription factor, Pit-1/GHF-1. *Gene*, **226**: 275-279.

ONO M., MOCHIZUKI E., MORI Y., AIZAWA A., HARIGAI T. (1995) - The regulatory region and transcription factor required for the expression of rat and salmon pituitary hormone-encoding genes show cell-type and species specificity. *Gene*, **153**: 267-271.

POWERS D.A., CHEN T.T., DUNHAM R.A. (1992) - Transgenic fish. In: Murray J.A.H. (ed), *Transgenesis. Applications of Gene Transfer*, John Wiley and sons: 233-249.

RAHMAN M.A., MAK R., AYAD H., MACLEAN N. (1997) - Expression of an exogenous

piscine growth hormone gene results in enhanced growth in transgenic tilapia (*Oreochromis niloticus*). Proceedings of the 4th International Marine Biotechnology Conference, Sorrento, Italy, 22-29-09-1997, abstract n. 25.

SHEPARD A.R., ZHANG W., EBERHARDT N.L. (1994) - Two CGTCA motifs and a GHF1/Pit1 binding site mediate cAMP-dependent protein kinase A regulation of the human growth hormone gene expression in rat anterior pituitary GC cells. *J. Biol. Chem.*, **269**: 1804-1814.

SMITH K.P., LIU B., SCOTT C., SHARP Z.D. (1995) - Pit-1 exhibits a unique promoter spacing requirement for activation and synergism. *J. Biol. Chem.*, **270**: 4484-4491.

THEILL L.E., KARIN M. (1993) - Transcriptional control of GH gene expression and anterior pituitary development. *Endocr. Rev.*, **14**: 670-689.

WANG R., ZHANG P., GONG Z., HEW C.L. (1995) - Expression of the antifreeze protein gene in transgenic goldfish (*Carassius auratus*) and its implication in cold adaptation. *Mol. Mar. Biol. Biotechnol.*, **4**: 20-26.

WONG A.O.L., LE DREAN Y., LIU D., HU Z.Z., DU S.J., HEW C. (1996) - Induction of Chinook salmon growth hormone promoter activity by the adenosine 3',5'-monophosphate (cAMP)-dependent pathway involves two cAMP-response elements with the CGTCA motif and the pituitary-specific transcription factor Pit-1. *Endocrinology*, **137**: 1775-1784.

XIONG F., CHIN R.A., HEW C.L. (1992) - A gene encoding Chinook salmon (*Oncorhynchus tschawitscha*) prolactin: gene structure and potential cis-acting regulatory elements. *Mol. Mar. Biol. Biotechnol.*, **1**: 155-164.

YAMADA S., HATA J.-I., YAMASHITA S. (1993) - Molecular cloning of fish Pit-1 and its functional binding to promoter of genes expressed in the pituitary. *J. Biol. Chem.*, **268**: 24361-24366.

YIENGAR A., MÜLLER F., MACLEAN N. (1996) - Regulation and expression of transgenes in fish - a review. *Transgenic Res.*, **5**: 147-166.

ZHU Z., LI G., HE L., CHEN S. (1985) - Novel gene transfer into the fertilized eggs of goldfish (*Carassius auratus* L. 1758). *J. Appl. Ichthyol.*, **1**: 31-34.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 433-438

I. A. NASCIMENTO, F. C. MANGABEIRA, A. J. EVANGELISTA,
A. DOS SANTOS JR., G. SANSONE*

Instituto de Biologia, UFBA, Campus Universitário de Ondina – 40170 210, Salvador, Bahia, Brasil.
*Dip. Fisiologia Generale Ambientale, Universitá Napoli, Italia.

COLTIVAZIONE INTEGRATA DI GAMBERI ED OSTRICHE: UNA RICERCA PER UNA ATTIVITÀ ACQUACOLTURALE ECOCOMPATIBILE

INTEGRATED CULTIVATION OF SHRIMPS AND OYSTERS: THE SEARCH FOR A SUSTAINED YIELD, ENVIRONMENTALLY-SOUND ACTIVITY

Abstract

*Cultivation of shrimp (*P. vannamei*) in cages, in the southern coastal region of Bahia, Brazil was integrated with oyster cultivation (*C. gigas*). Biological and physico-chemical parameters related to eutrophication have been monitored at the shrimp/oyster farm and control area. Dissolved oxygen, ammonia, nitrite, inorganic phosphorous,were not significantly different among the studied areas. Oysters under conditions of continuous immersion (salinity 30 to 36 ppt, temperature 24.5 to 32.7 ^{0}C for 8.5 months of investigation period) had an average growth rate of 5.49 mm/month. The mortality was high (30%-50%).*

Key-words: Oyster, shrimp, maricolture.

Introduzione

L'espansione dell'acquacoltura, specialmente con l'uso di tecniche intensive, con offerta di alimento, genera sovraccarico all'ecosistema locale determinando condizioni di inquinamento (Wu *et al.*, 1994).

Nelle attività monocolturali intensive vi è una significativa produzione di reflui organici costituiti da materiale mangimistico non consumato e materiale di origine fecale; tali materiali sono all'origine di situazioni di serio inquinamento organico ambientale e sono alla base di grandi processi di eutrofizzazione (Folke e Kautsky, 1989; 1992).

In generale, il più grande impatto negativo si verifica a livello del fondale ove compaiono strati di sedimento anossico, con materiale organico in decomposizione che genera una elevata domanda di ossigeno e produzione di idrogeno solforato (Jorgensen, 1982).

L'impatto sulla colonna d'acqua è meno drastico. Parametri come ammoniaca, fosforo inorganico, nitrati, nitriti, solidi sospesi, clorofilla possono comunque essere alterati con l'attivita di allevamento.

L'eutrofizzazione derivante da allevamenti di pesci in gabbie, o di gamberi in campo è stata già descritta, evidenze di laboratorio ed esperienze dirette hanno già correlato i reflui degli impianti di maricoltura ai fenomeni di *blooms* algali (Kautsky e Folke, 1989; 1991; Wang, 1990; Wu *et al.*, 1994).

Un aumento dei livelli di solidi sospesi, BOD, nutrienti e una diminuzione di ossigeno disciolto furono ritrovati presso allevamenti di pesce in mare (Enell e Lof, 1983; Beveridge, 1984). D'altra parte la biomassa fitoplantonica, la clo-

rofilla e la produzione primaria aumentano in risposta all'aumento dei nutrienti negli allevamenti di pesce in mare.

Ma, per contro a tante evidenze, è stato visto che l'impatto sull'ambiente acquatico è ben delimitato, ed i depositi sedimentari non si estendono oltre la distanza di 1-1,5km dalle gabbie (Wu *et al.*, 1994). Una delle strategie suggerite per ridurlo è quella delle coocolture; ciò permetterebbe di ottimizzare le rese in termini di più completo utilizzo del mangime e di migliorare l'utilizzo delle induzioni trofiche dei reflui. Vari esempi sono riportati, quale l'utilizzo delle coltivazioni di mitili associate all'allevamento dei salmoni (Folke e Kautsky, 1989).

Tra le produzioni intensive acquacolturali l'allevamento dei peneidi è considerato una attività produttiva a notevole impatto ambientale. Questo lavoro è stato condotto presso un impianto pilota per la coltivazione di gamberi in gabbie galleggianti in un estuario del nord-est brasiliano.

Lo sviluppo delle coltivazioni di gamberi ha indotto una crescente preoccupazione per il degrado ambientale derivante dalle tecniche di coltivazione intensiva per questa specie che cominciava a minacciare seriamente l'ecosistema litorale a mangrovie (Hamilton *et al.*, 1989; Meltzoff e Lipuma, 1986).

In Brasile, in particolare lungo le coste del litorale bahiano, la coltivazione dei gamberi è in incremento costante; ma considerando i rischi derivanti da tali produzioni, si sono avviate sperimentazioni per tentare di ridurre l'impatto ambientale, associando l'allevamento dei peneidi alla coltivazione di ostriche. L'esperimento descritto in questo lavoro ha avuto un duplice scopo: si è voluto verificare se l'associazione gamberi/ostriche potesse essere compatibile e valutare gli eventuali benefici derivanti da tale associazione sull'ecosistema locale, si è studiata la possibilità di adattamento della ostrica *C. gigas* alle condizioni ambientali del litorale bahiano, situato in zona tropicale.

Materiali e metodi

Sito: l'esperimento è stato condotto in località Barra di Senhaè alle foci del rio Senhae' litorale sud di Salvador, Stato di Bahia, Brasile, (lat.:-13°45'; long: 39°Ovest).

Specie: ostriche giovani della specie *C. gigas*.

Piano sperimentale: in gabbie di allevamento di gamberi della specie *Penaeus vanneimei* densità di 500 adulti/m^2 (peso medio di 20 g) e 5000 giovanili/m^2 (peso medio 1,5 g), è stata posizionata una serie di 5 lanterne di 5 piani (una lanterna per gabbia), che ospitava seme di ostriche di classe inferiore ai 2 cm. La rete di recinzione della lanterna aveva diametro di 2 mm; la densità operativa è stata di 1000 individui per piano lanterna; successivamente le lanterne sono state sostituite con un'altra serie per ospitare le ostriche con grandezza superiore ai 2 cm. La maglia di rete di questa nuova serie era di 1 cm. La densità operativa di questa seconda prova è stata di 100 individui per piano (Tab. 1). La profondità a cui sono state posizionate le lanterne alte 150 cm era di –50 cm. La velocità media della corrente nel sito era di 0,5 m/sec, alla profondità di prova, la salinità (‰) aveva una escursione min-max da 20 a 34, e la temp. da 24,5 °C a 32,7 °C.

Parametri di crescita ed adattamento: sono state seguite la mortalità e l'indice di accrescimento con relazione tempo/lunghezza. Li-Lf/T; Li=lunghezza iniziale, Lf=lunghezza finale, T=tempo (mesi). I rilievi biometrici sono stati 3: iniziale, al cambio di rete (2,5 mesi), alla fine.

Parametri ambientali: sono stati misurati mensilmente i seguenti parametri: T, S‰, DO, ammoniaca, nitriti, fosfati.

Campionamento (dell'acqua): i prelievi sono stati effettuati in triplice campionamento al centro della gabbia dei gamberi alla profondità di 30 cm. Da –20 cm a –200 cm i parametri monitorati non presentano variazioni significative.

Controlli: i prelievi per i parametri ambientali sono stati effettuati in una zona situata a 3km dal luogo di allevamento, ma nello stesso estuario e con caratteristiche geomorfologiche simili al sito di allevamento.

Periodo: la ricerca è durata 8,5 mesi da marzo a novembre 1996. L'esperimento di accrescimento è stato articolato in due fasi: I fase di 2,5 mesi e la II fase di 6 mesi.

Statistica: Le analisi statistiche sono state condotte adoperando il T di Student, n>6.

Risultati e discussione

Considerando le tabb. 1, 2, 3 e 4 si può notare che l'accrescimento nei primi 2,5 mesi è stato significativo (P<0,001), con un incremento medio di 6,4 mm ed

Tab. 1 - Organizzazione delle lanterne.
Net-lantern organization.

	Dimensioni	Maglia della rete	Taglia Ostriche	Densità
1a FASE	40cm ∅ 1,50m lungh. 5 piani	2mm ∅	< 2cm (2,5mesi)	1000/piano
2a FASE	40cm ∅ 1,50m lungh. 5 piani	10mm ∅	> 2cm (6 mesi)	100/piano

TAGLIA (mm)	**% individui**
12 - 15	27
15 - 18	32
18 - 21	23
21 - 24	18
lunghezza media	17,46 ± 0.33*

Tab. 2 - Distribuzione della taglia iniziale.
Starting size frequency.
*E.S.

Tab. 3 - Lunghezza (mm)±E.S. di *C. gigas* dopo il periodo iniziale di adattamento (1a fase) ed accrescimento al termine del periodo di osservazione (2a fase).
C. gigas length at the end of 1st phase and experimentation (2st phase).

1a fase (2,5 mesi)	**2a fase (6 mesi)**
23,08 ± 0,78 1°piano lanterna	62,30 ± 0,92 1°piano lanterna
20,82 ± 3,09 2°p	60,65 ± 0,69 2°p
25,40 ± 1,54 3°p	59,49 ± 1,85 3°p
24,14 ± 0,28 4°p	60,46 ± 0,88 4°p
25,86 ± 1,95 5°p	63,97 ± 2,63 5°p
Lungh. media 23,86 ± 2,72	Lungh. media 61,34±1,21
Lungh. media 1°e2°p 21,95 ± 1,13	Lungh. media 1°e2°p 61,48±0,81
Lungh. media 4°e5°p 25,00 ± 0,86	Lungh. media 4°e5°p 62,21±1,75

Tab. 4 - Indice di accrescimento: rapporto dimensione lunghezza/tempo ed incremento di taglia. 1a fase: 2,5 mesi; 2a fase: 6 mesi; periodo totale: 8,5 mesi.
Growth index: lenght/time rate and increase size.
1st phase: 2,5 months; 2st phase: 6 months; total period: 8,5 months.

IC (mm/mese)	IC (mm/mese)	IC (mm/mese)
2,56	6,26	5,49
incremento(mm)	incremento(mm)	incremento(mm)
6,4	37, 56	43, 94

un indice di crescita I.C. di 2,56 mm al mese. Nei successivi 6 mesi, l'accrescimento è stato di 37,56 mm con un I.C. di 6,26 mm/mese. Nel periodo totale di 8,5 mesi il tasso finale di accrescimento è stato di 43,94 mm con un I.C. complessivo di 5,49 mm.

È da notare che l'indice di accrescimento per le ostriche nella seconda fase, rispetto alla I fase è stato più del doppio (2,44). E' stata inoltre valutata la possibilità di differenze nell'accrescimento in relazione alla posizione (piani lanterna) e quindi profondità. In effetti si è riscontrata una leggera differenza solo al termine della I fase, ai limiti della significatività, tra le piccole ostriche dei primi piani in alto delle lanterne (1° e 2°), 21,95±1,13 mm e quelle agli ultimi due (4° e 5°p) in basso delle lanterne 25,00±0,86 mm ($0,02>P>0,05$).

Non sono state notate differenze invece, nella crescita delle ostriche comparando gli individui dei rispettivi piani lanterna nelle varie lanterne, sia durante la I che durante la II fase dell'esperimento ($P>0,5$).

Valutando la tab. 5, è da notare che la % maggiore di mortalità si è registrata nel corso della I fase, ove si sono raggiunte punte dell'88% nei piani inferiori. Si ritiene che tale mortalità sia da attribuirsi al maggiore fenomeno del *fouling* presso la rete delle lanterne che nella I fase era di 2 mm, tale fenomeno ha avuto effetti disastrosi anche in relazione purtroppo alla scarsa manutenzione effettuata (infatti le lanterne all'interno della gabbie dei gamberi non venivano pulite spesso, sia per non stressare i gamberi, ma anche perché la presenza del *fouling* ne favoriva l'alimentazione). Infatti dall'inizio della II fase, dopo 2 mesi, con l'inserimento di una rete a maglie più larghe la % di mortalità si è abbas-

Tab. 5 - % di mortalità sulla popolazione iniziale durante il periodo di sperimentazione.
% mortality on starting population during observation period.

PIANI LANTERNA	**1 mese**	**2,5 mesi**	**5 mesi**	**7 mesi**	**8 mesi**
1	28	48	11.39	2.77	2.0
2	24	60	5.33	1.66	0
3	28	76	10.39	2.90	0
4	20	88	6.76	2.53	0
5	24	77	6.58	0	0

sata significativamente.

I risultati relativi ai parametri ambientali, il cui controllo costituiva l'altro aspetto della ricerca, cioè la possibilità che le ostriche potessero ridurre l'impat-

to derivante dall'allevamento dei gamberi, sono riportati in tab. 6. In essa sono visibili i valori medi delle misure effettuate sui campioni d'acqua di una stazione di controllo e di campioni d'acqua prelevata all'interno delle gabbie dei gamberi, prima e dopo la collocazione della serie di lanterne con le ostriche. Non sono mai state riscontrate differenze significative (P>0.5), sia perché la variabilità delle misure è sempre stata molto elevata (E.S.>10%), sia perché il numero dei campionamenti nell'arco del periodo (6) era basso. Sembra emergere, però, una tendenza dei valori dei parametri monitorati, maggiormente evidente per l'ammoniaca, ad eccezione dell'ossigeno a risultare più bassi nei campioni di acqua della stazione di controllo e nei campioni di acqua prelevata nelle gabbie dopo l'alloggiamento delle lanterne con le ostriche.

Tab. 6 - Parametri ambientali (valori medi) dell'acqua superficiale (0-30 cm).
A - stazione di controllo a 3 km dall'allevamento di gamberi
B - gabbie con i gamberi prima dell'alloggiamento delle lanterne di ostriche
C - gabbie con i gamberi dopo l'alloggiamento delle lanterne di ostriche
Environmental parameters of the superficial water 0-30 cm (mean values).
A - control station situted at 3 Km from shrimp cultivation
B - shrimp cage before oyster net-lantern positioning
C - shrimp cage after oyster net-lantern positioning

Parametri	**T^0 C**	**Sñ**	**pH**	**O_2**		**Ammoniaca**	**Fosfati**	**Nitriti**
Stazioni				% Sat	ppm	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
A	30	35,5	8,32	92,2	5,74	0,06	0,003	0,001
B	31,5	34	8,05	73,00	4,1	0,62	0,003	0,002
C	30,2	31,4	8,2	106,9	6,32	0,003	0,003	0,0018

Conclusioni

I risultati di questa ricerca preliminare, quale esperienza di coocoltura di gamberi ed ostriche, della specie *C. gigas*, in acque tropicali, hanno dimostrato che la specie è capace di crescere nelle condizioni ambientali dell'estuario bahiano con condizioni di temperatura superiori alle più comuni normali condizioni di crescita. Inoltre i negativi dati della mortalità, sono, probabilmente, più da ricondurre alla scarsa manutenzione delle lanterne, ove l'eliminazione del *fouling* di rete non è stato praticato frequentemente, che alle diverse condizioni ambientali per la specie. Sono inoltre riscontrabili differenze, anche se ancora non significative, (forse per l'esiguità della sperimentazione) che sembrano mostrare una tendenza alla riduzione in particolare del tasso di ammoniaca, all'interno delle gabbie dei gamberi. In definitiva, i dati complessivamente farebbero intendere la favorevole possibilità di combinare le due attività maricolturali alle condizioni di questa esperienza e/o in condizioni ambientali simili.

Summary

The experimental cultivation of shrimp (*Penaeus vannamei, P. styiirostris* and *P. schmitti)* in cages, in the southern coastal region of Bahia, Brazil has been successful.

As it is predictable that increasing the area cultivated could generate environmental degradation because of increasing load on the ecosystem, the yield improvement should be based on vertically integrated aquaculture. Oyster introduced species *C. gigas* were hung from the same structures used to support the net cages for shrimps. Supposedly, as filter-feeders the oysters would clean the water by eating the excess of phytoplankton which appearead due to the higher nutrient availability generated by the decomposition of the remaining shrimp food. Biological and physico-chemical parameters related to eutrophication have been monitored locally (at the shrimp/oyster farm) in comparison with control areas. Dissolved oxygen, ammonia, nitrite, inorganic phosphorous,were not significantly different among the studied areas. *C. gigas* under conditions of continuous immersion (salinity 30 to 36 ppt, temperature 24.5 to 32.7 ^{0}C for the period) had an average growth rate of 5.49 mm/month. The mortality was high (30%-50%). In addition, the use of such an integrated technique will permit sustained yields without environmental degradation.

Bibliografia

BEVERIDGE H. C. M. (1984) - Cage per fish farming. Carrying capacity models and environmental impact. *Fao Fish. Tech. Pap.*, **255**: 1-131.

ENELL M., LOF J. (1983) - Environmental impact of aquaculture-sedimentation and nutrient loading from fish cage culture farmings. *Vatten,* **29**: 364-375.

FOLKE C., KAUTSKY N. (1989) - The role of ecosystems for a sustainable development of aquaculture. *Ambio,* **18:** 234-43.

FOLKE C., KAUTSKY N. (1992) - Aquaculture with its environmental: prospects for sustainability. *Ocean & Coastal Management,* **17**: 5-24.

HAMILTON L. S., DIXON J. A., MILLER G. O. (1989) - Mangrove forests: an undervalued resource of the land and of the sea. In: E. Mann Borgese N. Ginsburg & J. R. Morgan (eds), *Ocean Yearbook 8.* The University of Chicago, IL, USA: 254-88.

JORGENSEN B. B. (1982) - Mineralization of organic matter in the sea bed. The role of sulphate reduction. *Nature*, **296**: 643-645.

KAUTSKY N., FOLKE C. (1989) - Management of coastal areas for a sustainable development of aquaculture. *Biota,* Osorno, Chile, **5**:1-11.

KAUTSKY N., FOLKE C. (1991) - Integrating open system aquaculture: ecological engineeering for increased production and environmental improvement though nutrient recycling. In: Etnier C. & Guterstam B. (eds), *Ecological Engineering for Wastewater Treatment,* Bokskoger publisher, Gothenburg, Sweden: 320-4.

MELTZOFF S. K., LIPUMA E. (1986) - The social and political economy of coastal zone management; shrimp mariculture in Ecuador. *Coastal Zone Management J.,* **14**: 349-80.

WANG J.K. (1990) - Managing shrimp pond water to reduce discharge problems. *Aquacult. Engng.,* **9**: 61-73.

WU R. S. S., LAM K. S., MACKAY D. W., LAU T. C., YAM V. (1994) - Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: a case study in the sub-tropical environment. *Marine Environmental Research,* **38**: 115-145.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 439-449

G. Bombace, G. Fabi*, F. Grati*, A. Spagnolo*

Istituto Nazionale Coordinamento Scienze del Mare - c/o IRPEM-CNR,
Largo Fiera della Pesca, 60125 Ancona, Italia.
*IRPEM - CNR, Ancona, Italia.

TECNOLOGIE PER L'ALLEVAMENTO IN MARE APERTO DI *SPARUS AURATA* IN MEDIO ADRIATICO

TECHNOLOGIES FOR OPEN-SEA CULTURES OF *SPARUS AURATA* IN THE CENTRAL ADRIATIC

Abstract

In the period 1993-95 an iron bottom cage and a floating cage for fish culture were tested along the coast of the central Adriatic Sea, at about 11 m of depth. Trials of sea-bream farming were also carried out inside the two structures. Both the cages gave satisfactory results from the technological point of view, because they were of simple assemblage and maintenance and, at the same time, stood well the adverse sea conditions. Sea-breams farmed inside the bottom cage showed good growth rates, while fish inside the floating cage were more affected by currents and waves. Because of this, the bottom cage appears more suitable than the floating one for cultures in open sea areas with shallow water (10-15 m).

Key-words: *Sparus aurata*, off-shore technologies, Adriatic Sea.

Introduzione

L'Adriatico centro-settentrionale vanta una notevole tradizione nel campo della maricoltura off-shore, con la realizzazione di mitilicolture su long-lines e di impianti di barriere artificiali di tipo commerciale, gestiti direttamente da cooperative di pescatori. Quindi, da un punto di vista socio-economico, quest'area ben si presta allo sviluppo di nuove pratiche di maricoltura che, tra l'altro, permetterebbero di diversificare le monocolture esistenti, riducendo così i rischi economici, ambientali e sanitari ad esse connessi.

Per questi motivi, a partire dal 1990, l'IRPEM di Ancona ha condotto una serie di ricerche riguardanti l'allevamento di pesce in gabbie off-shore al fine di valutare, sia da un punto di vista tecnologico-gestionale che biologico, le possibilità di sviluppo di tale attività.

Le indagini erano volte ad individuare e realizzare delle strutture che rispondessero a determinati requisiti tecnici indispensabili per l'applicazione lungo la costa dell'alto e medio Adriatico, dove i fondali presentano scarsa profondità e il moto ondoso, pur non raggiungendo altezze elevate, è caratterizzato da un periodo molto basso che sottopone qualsiasi tipo di struttura a notevoli sollecitazioni. Inoltre, le gabbie dovevano poter essere facilmente inserite negli impianti già esistenti, senza comportare particolari aggravi nella gestione dell'impianto stesso. Si richiedevano pertanto tecnologie semplici, dimensioni relativamente ridotte e costi limitati sia di investimento che di manutenzione.

Nel presente lavoro sono riportati i risultati ottenuti dalla sperimentazione di due prototipi di gabbie, una da fondo e l'altra galleggiante, entrambe progettate e fatte realizzare dall'IRPEM, in collaborazione con alcune ditte specializzate nella fornitura delle varie componenti.

Alla sperimentazione tecnologica sono state associate prove di allevamento per verificare gli effetti delle strutture sullo stato di salute del pesce e per identificare le tecniche da seguire per ottenere un prodotto commercialmente valido, minimizzando i rischi di perdite.

Materiali e metodi

Le sperimentazioni sono state effettuate nel periodo giugno 1993 - marzo 1996 presso la zona di ripopolamento di Cesano-Senigallia, situata a circa 1,2 miglia dalla costa e 11 m di profondità e che, essendo esposta a tutti i venti compresi tra NW e SE, risulta particolarmente idonea per valutare la resistenza tecnica sia delle strutture che dei sistemi di ancoraggio.

Durante le tempeste invernali il moto ondoso pub raggiungere un periodo di 6" e un'altezza superiore a 2,5 m (Bombace *et al.*, 1991). La corrente prevalente si dirige da NW verso SE; nello strato più superficiale, soprattutto nel periodo autunno-inverno, anche in condizioni di mare calmo, si registrano talvolta correnti fino a 2 nodi, mentre nella colonna d'acqua sottostante raramente viene raggiunta l'intensità di 1 nodo (Bombace *et al.*, 1991, 1993). La temperatura media dell'acqua varia da 7 °C in inverno a 26 °C in estate, senza sostanziali differenze tra la superficie ed il fondo. In caso di piogge abbondanti, l'area risente di una forte influenza del Po, con notevoli riduzioni della salinità, soprattutto negli strati superficiali della colonna d'acqua (Artegiani e Azzolini, 1981; Totti *et al.*, 1995).

Descrizione tecnica delle strutture

Nel giugno 1993 è stata immersa una gabbia da fondo, realizzata completamente in ferro ed avente base di 4x4 m e altezza di 3 m, per un volume totale di 48 m^3 (Fig. 1; Bombace *et al.*, 1996). La struttura portante era costituita da travi saldate tra loro, mentre le pareti laterali e il lato superiore erano formati da pannelli (1x2 m) in rete metallica quadrata (lato interno = 19 mm) rimovibili. La gabbia era inoltre provvista di due aperture, una superiore (1x1 m) e l'altra

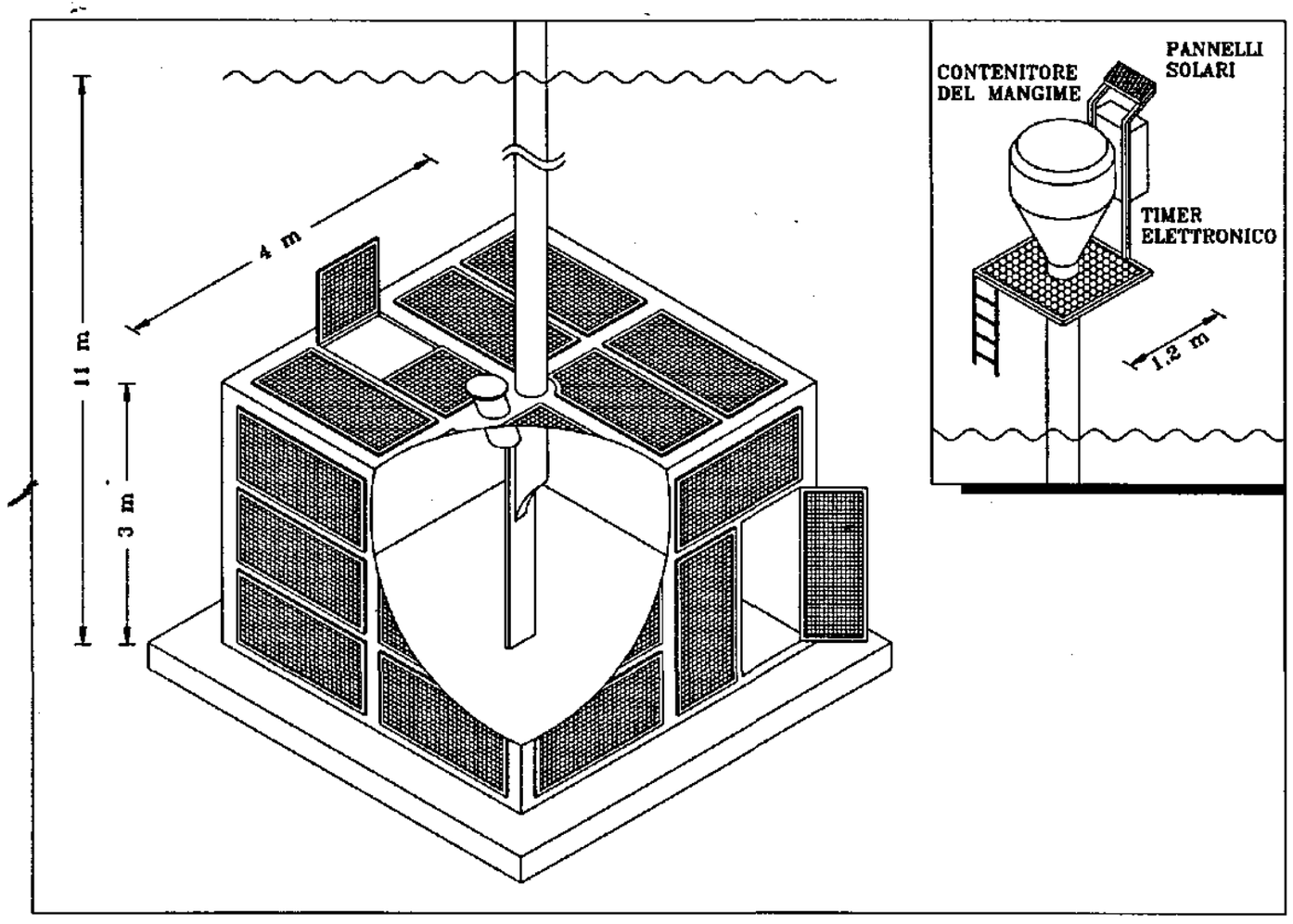


Fig. 1 - Schema della gabbia da fondo sperimentata in medio Adriatico. Nel riquadro è riportata la torretta con il dispensatore automatico di mangime.

Scheme of the iron bottom cage tested in the central Adriatic sea. The feeding tube with the automatic dispenser is shown in the box.

laterale (2x1 m), per l'accesso dei subacquei. Per conferire maggiore stabilità alla struttura, la base è stata immersa in una gettata di cemento leggermente più ampia (5x5 m).

Per la somministrazione del cibo agli animali allevati, la gabbia era dotata di un tubo, anch'esso in ferro, attraverso il quale il mangime veniva immesso manualmente e che, dalla base della gabbia, si innalzava fino a circa 1,5 m sopra la superficie del mare.

Dopo il primo anno di sperimentazione, il tubo è stato prolungato fino a raggiungere un'altezza di circa 4,5 m sul livello del mare e alla sua estremità superiore è stata installata una piccola piattaforma (1,2x1,2 m); su questa è stato collocato un contenitore di mangime della capacità di 200-250 Kg, provvisto di dispensatore automatico comandato a sua volta da una centralina elettronica alimentata da pannelli solari (Fig. 1). Per evitare che in condizioni di mare agitato e di vento forte la torretta di alimentazione fosse sottoposta ad eccessive oscillazioni, il tubo è stato collegato ai quattro vertici superiori della gabbia tramite otto tiranti in acciaio.

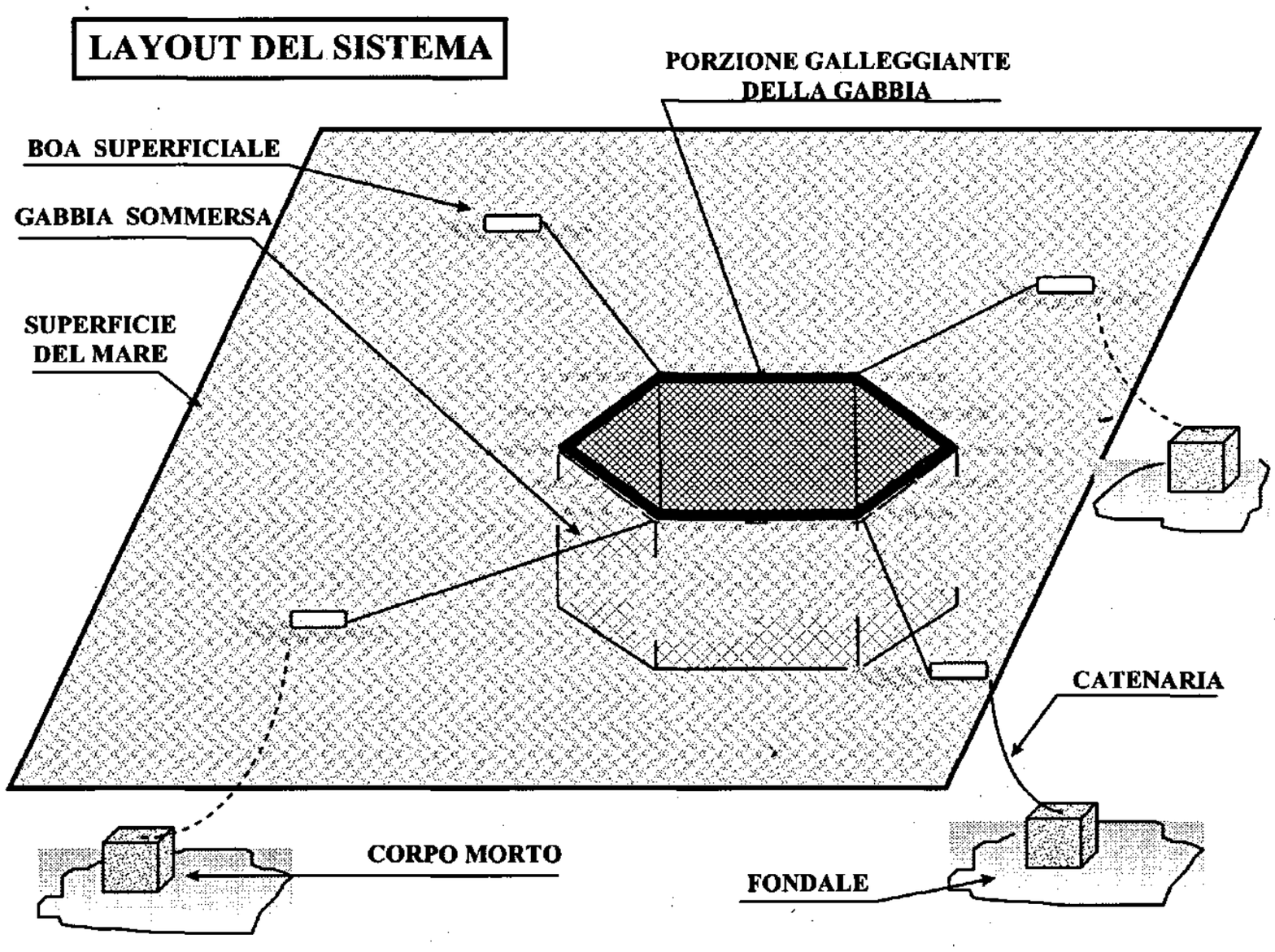
Nel 1995 è stata posta in opera anche una gabbia galleggiante (Fig. 2) la cui struttura portante aveva la forma di un esagono equilatero, con lato di 6 m, ed era costituita da sei tubolari in gomma sintetica telata (spessore = 7 mm), resistente all'acqua di mare e agli agenti atmosferici. Ogni tubolare (ø = 35 cm) era dotato alle estremità di raccordi di acciaio vulcanizzati, con una flangia cieca da un lato ed una flangia mobile a 120° dall'altro.

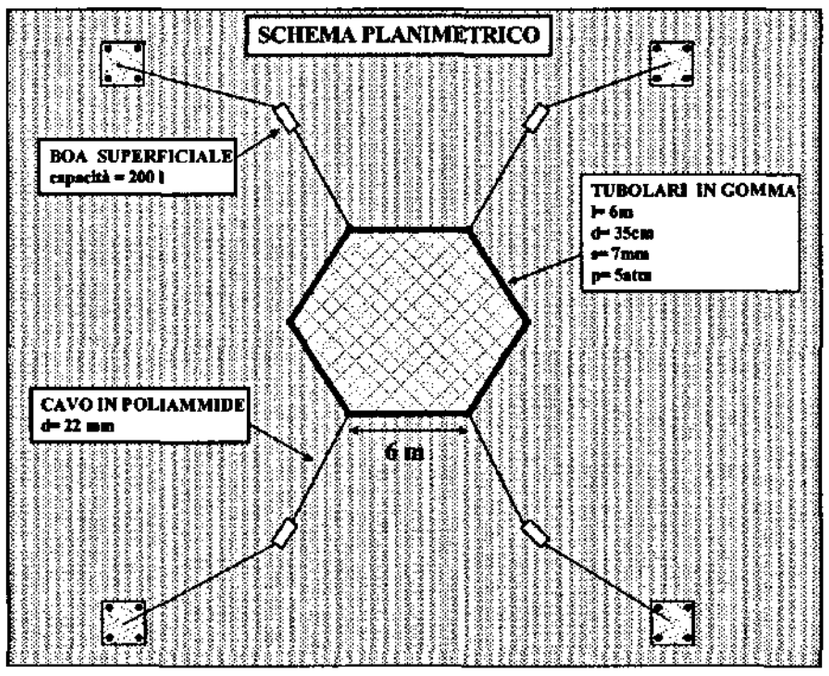
Ogni raccordo era inoltre provvisto di un maniglione per l'ormeggio e di una valvola per il gonfiaggio del tubolare. A tale struttura era applicata la rete in poliammide (lato delle maglie = 20 mm) che aveva un'altezza di 5 m, delimitava un volume di circa 450 m^3 ed era mantenuta aperta nella parte inferiore da un esagono in acciaio zincato fissato in più punti sulla rete stessa. Il collegamento alla parte galleggiante avveniva tramite due pannelli della stessa rete cuciti sul bordo superiore del sacco, che abbracciavano i tubolari e venivano fissati con un cordino in nylon.

Il sistema di ancoraggio era costituito da quattro corpi morti in calcestruzzo, rappresentati dai blocchi (13 ton) che formano le piramidi della zona di ripopolamento (Fabi e Fiorentini, 1994), che erano situati ai vertici di un quadrato, ad una distanza di circa 45 m l'uno dall'altro. Da ognuno di essi partiva una catenaria in ferro zincato che terminava su una boa di superficie (200 l) collegata, a sua volta, ad un angolo della gabbia tramite un cavo in poliammide ad alta tenacità.

Dovendo effettuare cicli di ingrasso di tipo sperimentale, e quindi con un numero limitato di esemplari, all'interno della gabbia è stata introdotta una seconda gabbia o "camera" realizzata con lo stesso tipo di rete, che aveva la forma di un parallelepipedo con base a triangolo equilatero e delimitava 1/6 (75 m^3) del volume dell'intera gabbia. Questa "camera", fissata alla struttura esterna tramite delle funi, era inoltre provvista di una copertura di rete e di due aperture a cogollo, una superiore per l'immissione del pesce e l'altra laterale per l'ingresso dei subacquei.

Anche a questa gabbia è stato applicato un prototipo di dispensatore automatico di mangime appositamente progettato, non essendo disponibili in commercio strutture idonee a tale scopo; tale dispositivo ha presentato però diversi inconvenienti per cui il suo funzionamento è stato discontinuo.





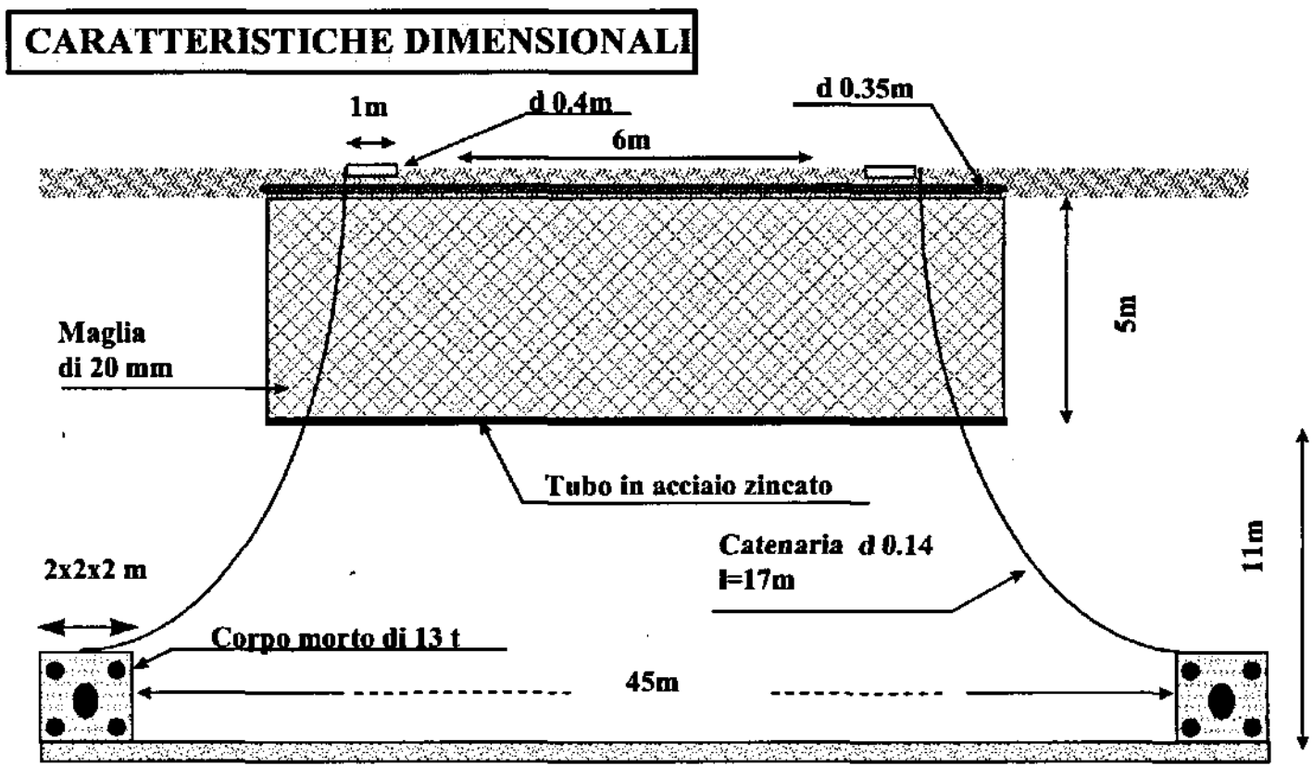


Fig. 2 - Schema della gabbia galleggiante sperimentata in medio Adriatico.
Scheme of the surface-floating cage tested in the central Adriatic Sea.

Prove di ingrasso

A partire dal 1993, per tre anni consecutivi, sono stati effettuati 3 cicli di ingrasso di *Sparus aurata* nella gabbia da fondo; nel 1995, contemporaneamente, è stato anche condotto un ciclo nella gabbia galleggiante utilizzando esemplari provenienti dallo stesso stock di quelli immessi nella gabbia da fondo (Tab. 1).

In tutti i cicli le orate sono state alimentate con mangime pellettato DIBAQ specifico.

Tab. 1 - Dati di crescita iniziali e finali e condizioni di allevamento di *S. aurata* relativi ai cicli di ingrasso effettuati nella gabbia da fondo e nella gabbia galleggiante. FC = Fattore di Conversione.

Initial and final growth data and farming conditions of *S. aurata* in the cultures carried out inside the bottom cage and the floating one. FC = Convertion Factor.

ANNO	PERIODO	DENSITA' (ind/m^3) iniziale	finale	LUNGHEZZA (cm) (lim. conf. 95%) iniziale	finale	PESO (g) (lim. conf. 95%) iniziale	finale	ALIMENTAZIONE	MANGIME pellettato (mm)	FC
GABBIA DA FONDO										
1993	LUG - NOV	102,1	91,9	11,80 (0,16)	16,64 (0,22)	26,03 (1,22)	70,81 (3,00)	manuale	2,0 - 3,2	5,30
1994	GIU - DIC	31,2	27,4	18,33 (0,25)	25,29 (0,12)	86,50 (4,56)	285,67 (3,28)	automatica	3,2 - 4,5	4,45*
1995	LUG - NOV	33,7	31,0	19,81 (0,29)	26,14 (0,41)	119,14 (4,94)	330,75 (17,74)	automatica	3,2 - 4,5	3,21
GABBIA GALLEGGIANTE										
1995	LUG - OTT	34,6	31,1	19,81 (0,29)	22,49 (0,19)	119,14 (4,94)	193,64 (4,69)	automatica-manuale	3,2 - 4,5	5,90

*Valore relativo al periodo giugno-novembre.

La somministrazione manuale adottata nel 1993 consisteva nella suddivisione della quantità giornaliera in 2-3 razioni che venivano distribuite nell'arco di una o due ore, compatibilmente alle condizioni meteo-marine.

Nei due cicli successivi condotti nella gabbia da fondo, con l'installazione del distributore automatico, il dosaggio giornaliero è stato suddiviso in 2-6 razioni, distribuite nell'arco di circa 12 ore, ad intervalli di tempo regolari e prestabiliti.

Quest'ultima metodica è stata applicatā anche nel ciclo effettuato nella gabbia galleggiante ma in questo caso, a causa del funzionamento difettoso del distributore automatico, si è resa necessaria una integrazione manuale.

Nel corso di tutti i cicli le orate sono state periodicamente campionate da subacquei. Gli esemplari catturati venivano misurati (lunghezza totale), pesati e, nella maggior parte dei casi, immessi di nuovo in gabbia. Con i dati così ottenuti sono stati calcolati, mensilmente, i valori medi di lunghezza e peso ed i seguenti indici: Fattore di Moltiplicazione del Peso: Peso medio finale / Peso medio iniziale; Crescita assoluta giornaliera: $(P-P_0)/(t-t_0)$; Crescita istantanea giornaliera: $[\ln(P)-\ln(P_0)]/(t-t_0)$; Indice di Condizione (K): $100*P/LT^3$; Fattore di Conversione (FC): Peso mangime somministrato / Incremento di biomassa. I risultati sono illustrati nei grafici riportati nella Fig. 3.

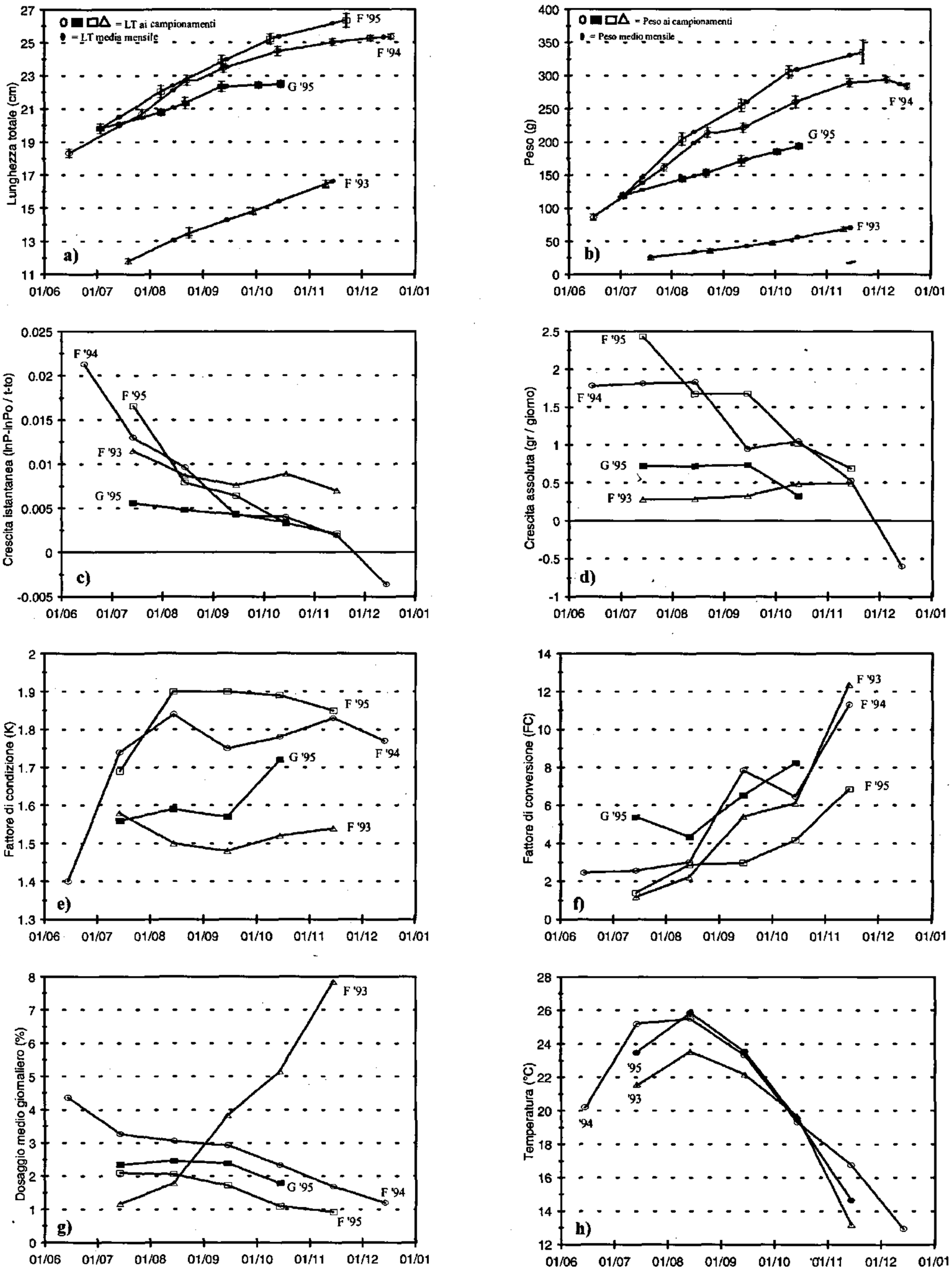


Fig. 3 - Dati di crescita mensili, regime alimentare e valori di temperatura relativi ai quattro cicli di ingrasso di *S. aurata*. Il dosaggio medio di mangime è espresso come percentuale sulla biomassa delle orate presenti nella gabbia. F = gabbia da fondo; G = gabbia galleggiante.

Monthly growth rates, diet and water temperature relative to the four *S. aurata* cultures. The daily feed ration is expressed as percentage on the total biomass of fish inside the cage. F = bottom cage; G = floating cage.

Risultati

Sperimentazione tecnica delle strutture

A distanza di quattro anni dalla sua immersione, la gabbia da fondo si presenta tuttora in perfette condizioni. Sin dalla posa in mare ha mostrato ottima stabilità e resistenza alle condizioni meteo-marine caratteristiche dell'area, che si esasperano nei mesi invernali e, dopo un assestamento iniziale, non ha subìto ulteriori movimenti.

L'impiego del ferro si è rivelato notevolmente vantaggioso sia per quanto riguarda la solidità della struttura, nella quale non sono mai stati osservati segni di cedimento o di usura, che per la sua durata nel tempo e per la manutenzione. Infatti, durante i cicli di ingrasso, la rete è stata mantenuta costantemente pulita dalle orate che si cibavano degli organismi epibionti insediati su di essa e le correnti di fondo, pur non essendo particolarmente intense, si sono dimostrate sufficienti ad eliminare dalla base della gabbia sia il fango che le scorie prodotte dai pesci.

Data la scarsa probabilità che si verificassero delle rotture, nel corso degli allevamenti veniva effettuata mediamente una ispezione settimanale per constatare lo stato di salute degli animali e il funzionamento del dispensatore automatico, che non ha mai causato particolari problemi tecnici.

Pertanto la manutenzione della gabbia consisteva in: a) cambio degli anodi di zinco 3-4 volte l'anno; b) rimozione della centralina e dei pannelli e pulizia a terra di questi ultimi alla fine del ciclo di ingrasso; c) rimontaggio delle parti precedentemente rimosse all'inizio del nuovo ciclo. Le operazioni ai punti b) e c) richiedevano mediamente l'impiego di due subacquei per un totale di circa 16 ore e circa 4-6 ore lavorative a terra di una persona.

Anche la gabbia galleggiante ha mostrato un'ottima resistenza alle sollecitazioni meccaniche a cui è stata sottosposta, considerando le intense mareggiate verificatesi nell'inverno 1995-'96. Infatti, anche se di dimensioni ridotte, la struttura portante si adattava perfettamente al movimento del moto ondoso e il sistema di ancoraggio non ha mai mostrato punti di usura o di cedimento. La rete ha sempre mantenuto la forma originaria, anche in presenza di correnti intense, e non ha mai subìto rotture; a differenza della gabbia da fondo, però, necessitava di controlli assidui da parte dei subacquei in quanto, essendo situata nella parte più superficiale della colonna d'acqua, era soggetta all'impatto con oggetti galleggianti di derivazione fluviale. Inoltre, alla fine del ciclo di ingrasso, si presentava parzialmente occlusa dal fouling.

Ingrasso di S. aurata

Considerando i tre cicli di ingrasso condotti nella gabbia da fondo, si evidenzia che nel 1994 e nel 1995, quando è stato utilizzato il sistema automatico di alimentazione,la crescita delle orate allevate ha mostrato andamenti simili, sia in termini di lunghezza e peso che come fattore di condizione e fattore di conversione (Figg. 3a-3f).

I tassi di accrescimento sono stati più elevati rispetto a quelli ottenuti nel 1993, considerando che gli esemplari utilizzati in quell'anno avevano una taglia notevolmente inferiore e il dosaggio giornaliero di mangime era stato superiore a quello suggerito dalle normali tabelle di alimentazione (Fig. 3g).

Infatti, l'incremento medio assoluto in lunghezza ottenuto nei tre cicli è stato 0,4-0,5 mm/giorno, ma è necessario tenere presente che nel 1994 l'allevamento si è protratto fino al mese di dicembre quando, a causa dell'abbassamento della temperatura dell'acqua (Fig. 3h), la crescita è risultata praticamente irrilevante (0,07 mm/giorno).

In termini ponderali, l'incremento medio assoluto calcolato sull'intero periodo di ingrasso è stato 0,4 g/giorno nel 1993, 1,1 g/giorno nel '94 e 1,5 g/giorno nel '95, con un fattore di moltiplicazione del peso totale di 2,7 nel primo ciclo e di 3,3 e 2,8 rispettivamente negli altri due.

Le buone condizioni delle orate allevate nel 1994 e nel '95 sono state confermate dai valori del fattore di condizione che, a differenza di quanto accaduto l'anno precedente, ha mostrato in entrambi i casi un aumento repentino già nel mese successivo all'immissione in gabbia (Fig. 3e).

La più stretta osservanza delle tabelle di alimentazione e la somministrazione più dilazionata della razione giornaliera di mangime hanno determinato un miglioramento progressivo del fattore di conversione che da 5,5 nel 1993 è passato a 3,2 nel 1995 (Tab. 1).

Le orate poste all'ingrasso nella gabbia galleggiante hanno mostrato sin dall'inizio un tasso di crescita inferiore rispetto a quelle allevate contemporaneamente nella gabbia da fondo (Tab. 1; Figg. 3a-3f). In questo caso, infatti, l'incremento medio assoluto è stato di 0,3 mm/giorno in lunghezza e di 0,7 g/giorno in peso. Il fattore di moltiplicazione del peso, calcolato sull'intero periodo di ingrasso, è stato 1,6.

Anche i valori del fattore di condizione sono stati sempre inferiori rispetto a quelli registrati nella gabbia da fondo (Fig. 3e), mentre i valori di FC sono stati più elevati benchè, anche in questo caso, siano state rigidamente seguite le tabelle di alimentazione. Il fattore di conversione relativo all'intero periodo è stato 5,9.

Infine, un'altra differenza riscontrata tra i due gruppi di orate riguarda il loro aspetto esteriore. Infatti, nella maggior parte degli esemplari prelevati dalla gabbia galleggiante, pur non essendo presenti nè lesioni fisiche nè desquamazioni, erano visibili sulla pelle le impronte lasciate dalla rete, segno evidente di un impatto avvenuto presumibilmente in condizioni di mare agitato e quindi di uno stress a cui gli animali erano soggetti. Tale inconveniente non è mai stato riscontrato sulle orate allevate nella gabbia da fondo.

La mortalità totale rilevata durante i quattro cicli di ingrasso ha oscillato tra l'8% e il 12%, indipendentemente dalle condizioni di allevamento.

Discussione

Le sperimentazioni condotte hanno permesso di individuare due tipi di strutture che, dal punto di vista tecnologico, rispondono ai requisiti richiesti per quanto riguarda la resistenza a condizioni avverse, anche a basse profondità, la semplicità di assemblággio e di gestione ed i costi relativamente ridotti.

Per le sue caratteristiche, la gabbia da fondo appare particolarmente idonea per la conduzione di cicli di ingrasso a profondità di 10-15 m, dove il prelievo del pesce, effettuato da subacquei con l'ausilio di semplici reti ad imbrocco, non comporta particolari problemi. Dal punto di vista biologico, gli animali non risentono del moto ondoso superficiale, per cui possono nutrirsi anche in presen-

za di cattive condizioni meteo-marine grazie al sistema automatico di alimentazione che, in base ai cicli di ingrasso effettuati, si è rivelato di fondamentale importanza per il buon esito di un allevamento in mare aperto.

La sperimentazione della gabbia galleggiante ha dimostrato che, sotto il profilo tecnico, si possono realizzare strutture flottanti con dimensioni limitate e in grado di resistere a situazioni meteo-marine critiche, anche se la loro applicazione in aree con elevato apporto fluviale richiede controlli assidui, soprattutto per verificare lo stato della rete.

Il ciclo di ingrasso ha però evidenziato che, indipendentemente dalle caratteristiche tecniche della struttura, dal punto di vista biologico questa modalità di allevamento non è idonea ad essere applicata nell'area in esame. Una delle cause principali degli scarsi rendimenti ottenuti in termini di accrescimento, fattore di condizione e fattore di conversione è senz'altro rappresentata dalla somministrazione manuale del cibo, che mal si addice alle abitudini alimentari delle orate. Data la posizione della gabbia è probabile che una parte del mangime sia andata dispersa, sia a causa delle correnti sia perchè, non essendo consumata immediatamente, fuoriusciva attraverso la rete del fondo. E' comunque indubbia l'esistenza di altri fattori limitanti per cui gli animali allevati non hanno trovato condizioni particolarmente favorevoli al loro accrescimento. Il più probabile di tali fattori consiste nel fatto che, a causa della bassa profondità, essi risentivano del moto ondoso e sono stati sottoposti ad un continuo stress, come confermato dalle impronte della rete osservate sulla pelle degli esemplari campionati.

Alla luce di tali considerazioni questo tipo di gabbia appare più idonea alla conduzione di cicli di ingrasso in aree con profondità superiori ai 10 m; sarebbe inoltre auspicabile lo sviluppo di tecnologie semplici per dotare anche questo genere di strutture di distributori automatici di mangime.

Summary

In the period 1993-96 an iron bottom cage and a surface-floating cage for fish culture were tested along the Italian coast of the central Adriatic sea. The study was aimed to (a) evaluate, under a technological and a biological point of view, the possibilities for developping this activity in the area; (b) identify simple and chip structures that could be easily employed in the existing mariculture systems.

Trials of gilthead sea-bream farming were also carried out to verify the effects of the farming conditions on the growth and the health of fish and to identify the best techniques to obtain satisfactory results.

The study was carried out inside the Senigallia artificial reef, located at 2.2 Km offshore and 11 m of depth. The area is exposed to the winds coming from NW-SE; during the winter storms the waves can exceed 2.5 m in height with a frequency of 6". The annual range temperature is 7-26 °C, without high differences between the surface and bottom.

The bottom cage was immersed in June 1993. It was completely made of iron, with a base of 4x4 m and a height of 3 m (48 m^3). The lateral walls and the ceiling were made of removable panels (1x2 m) of iron net, while the floor was enclosed in a concrete base (5x5 m). At the beginning the feed was manually supplied through an iron tube rising from the base of the cage to 1.5 m above the sea surface. On the following year this tube was extended for 3 m and an

automatic feed dispenser was placed at its end. The floating cage was placed at sea in 1995. The exagonal floating structure consisted of six rubber pipes each having a length of 6 m and a diameter of 0.35 m. They were filled with air and were connected to each other through iron coupling flanges. The polyammide net, directly fixed on the floating structure, was 5 m high (450 m^3). The cage was anchored to four concrete blocks (13,000 Kg) placed at about 45 m from each other. Also this cage was supplied with an experimental automatic feed dispenser, but it gave many technical problems and worked fitfully.

From 1993 to 1995 three farming cycles of juvenile sea-breams were carried out from spring to autumn inside the bottom cage; in 1995 one cycle was also carried out inside the floating cage. In 1993 the daily feed was supplied in the space of 2-3 hours; in the following years, thanks to the automatic feed dispenser, the daily ration was regularly distributed in the space of 12 hours. This last technique was also applied in the cycle carried out in the floating cage, but a manual integration was necessary because the feed dispenser was defective.

Both the structures well satisfied the technological requirements: simple assemblage and maintenance, resistence to the adverse sea conditions at low depth and chip costs.

Under a biological point of view the sea-breams farmed inside the bottom cage and fed with the automatic feed dispenser showed the best growth rates, with an average weight increment of 1.1 g (1994) and 1.5 g per day (1995) and a weight multiplication factor of 3.3 and 2.8 respectively. The condition factor was always high (1.7-1.9), while the lowest value of the conversion factor was recorded in 1995.

Lower growth rates, lower condition factors and a higher convertion factor were recorded in the trial carried out inside the floating cage showing that, independently from the satisfactory technical characteristics of this structure, the fish did not find conditions for their growth as suitable as inside the bottom cage. The discontinuous functioning of the feed dispenser certainly played a negative role, but it was also evident that the fish felt the effects of the waves and were subjected to a continuous stress.

Therefore, this type of cage seems to be more suitable for fish culture in open-sea areas with a higher depth (more than 15 m). On the contrary, because of its characteristics, the bottom cage looks more suitable at 10-15 m, where the periodical controls and the fish collection by scuba divers do not create any problem.

Ringraziamenti

Gli Autori desiderano ringraziare i Dott.ri L. Castriota e L. Fiorentini e i Sigg. G. Gaetani e A. Marziali per il contributo tecnico-scientifico dato nel corso delle sperimentazioni. Si desidera altresì ringraziare l'Ing. S. Bolognini per il contributo grafico e i Sigg. L. Cingolani, W. Cipolloni e G. Giuliani del Servizio Officina dell'IRPEM per la messa a punto delle strutture.

Bibliografia

ARTEGIANI A., AZZOLINI R. (1981) - Influence of the Po floods on the western Adriatic coastal water up to Ancona and beyond. *Rapp. Comm. int. Mer Medit.*, **27** (6): 115-119.

BOMBACE G., ARTEGIANI A., FABI G., FIORENTINI L. (1991) - Ricerche comparative sulle condizioni ambientali e sulle possibilità biologiche e tecnologiche di allevamento ottimale

di mitili ed ostriche in mare aperto mediante strutture sommerse e sospese. *Rapporto per il Ministero Marina Mercantile, Divisione Generale Pesca*: 205 pp.

BOMBACE G., FABI G., GIORGI U. (1993) - Ricerche sull'ittioplancton e sulle forme giovanili di pesci in barriere artificiali. *Rapporto per il Ministero Marina Mercantile, Divisione Generale Pesca*: 84 pp.

BOMBACE G., FABI G., GAETANI G. (1996) - Sperimentazione di un prototipo di gabbia da fondo per l'ingrasso di pesce in medio Adriatico. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 186-191.

FABI G., FIORENTINI L. (1994) - Comparison between an artificial reef and a control site in the Adriatic sea: analysis of four years of monitoring. *Bull. Mar. Sci.*, **55** (2-3): 538-558.

TOTTI C., ARTEGIANI A., DELLA SALA K., PASCHINI E., RUSSO A. (1995) - One year of hydrobiochemical observation in a transect in front of Senigallia (North Adriatic Sea). *Rapp. Comm. int. Mer Medit.*, **34**: 197.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 450-464

R. Ceccarelli, A. Costa*, M. Di Bitetto*, S. Giannerini*, R. Gucci*, M. Lenzi**, N. Mattei**, G.P. Ravagnan***, P. Solimeno**

ENEA, Dipartimento Innovazione, C.R. Casaccia, Via Anguillarese, 301
00060 S.M. Di Galeria, Roma, Italia.
*ARPAT; *CNR; **OPL, Lab. Ecol. Lag. e acquacoltura; **Univ. di Siena, Dip. Biol. Ambientale;
***Univ. di Venezia "Ca' Foscari", Dip. Scienze Ambientali, Italia.

FLUSSI DI NUTRIENTI E DI BIOMASSA AUTOTROFA IN BACINI DI LAGUNAGGIO DEI REFLUI SALMASTRI PROVENIENTI DA IMPIANTI DI ALLEVAMENTO ITTICO INTENSIVO

NUTRIENT FLUXES AND AUTOTROPHIC BIOMASS IN LAGOONAL PONDS FROM INTENSIVE AQUACULTURE

Abstract

From March 1995 to November 1996, lagoonal ponds, build at the outlet of on-land intensive aquaculture systems, have been monitored in order to evaluate their ability to reduce the environmental impact in the Orbetello Lagoon (Central Italy).

Key-words: intensive aquaculture, lagoonal pond, autrophic biomass, Orbetello Lagoon.

Introduzione

Le attività di acquacoltura intensiva sono considerate, insieme agli insediamenti civili, una delle fonti di eutrofizzazione più importanti per la Laguna di Orbetello. Infatti, tali attività, svolte in impianti a terra, versano le acque reflue in laguna nell'ordine di 30 milioni di m^3/anno, cioè un volume decisamente superiore a quello dello stesso bacino ricevente (Lenzi, 1992). L'ambiente lagunare, pur tollerando le variazioni della chimico-fisica e del contenuto nutrizionale delle acque, può risentire in maniera sensibile degli scarichi di queste attività produttive, soprattutto per la ricchezza in azoto ammoniacale e per la quantità di sostanza organica particellata, e manifestare rapidi cambiamenti, riscontrabili soprattutto a carico della vegetazione sommersa (Lenzi *et al.*, 1995).

La soluzione, prospettata a più riprese (Cognetti *et al.*, 1978; TEI, 1989), di convogliare in mare gli scarichi civili e produttivi di tutto il comprensorio lagunare, non ha trovato mai tutti d'accordo: le convinzioni che i rischi di immissione degli scarichi in mare siano sottovalutati e che tali reflui possano meglio essere gestiti in un ambiente di dimensioni relativamente piccole, quali i bacini di lagunaggio, hanno presto contrastato con l'opinione di chi riteneva necessario allontanare quei reflui dall'ambiente lagunare anche con opere ingegneristiche molto costose e di complessa gestione. In questo quadro di forti contrasti di indirizzo, sono state, paradossalmente, sviluppate entrambe le soluzioni.

Gli impianti di acquacoltura, su ordinanza del Commissario al risanamento della laguna di Orbetello, istituito per gestire la crisi ambientale dal Ministero dell'Ambiente, si sono dotati di un bacino, posto tra l'uscita delle acque dalle vasche di allevamento e il corpo ricevente.

Ogni allevamento ha realizzato il bacino secondo un proprio progetto, nelle dimensioni che ha ritenuto opportuno, soprattutto in relazione agli spazi disponibili.

Gli allevamenti coinvolti sono 4: gli impianti della Soc. Ittima a r.l. e della Soc. Il Vigneto a r.l., posti nell'area della laguna di levante, in prossimità del canale di Ansedonia; gli impianti della Soc. la Rosa a r.l. e della Soc. Nassa a r.l., posti nell'area della laguna di ponente, il primo in prossimità del canale di Fibbia, il secondo del canale di Nassa.

I bacini da interporre furono intesi subito come veri sistemi di fitodepurazione, ed era pertanto chiaro che sarebbe occorsa una attività di gestione degli stessi, che, in particolare, avrebbe interessato la raccolta delle masse macroalgali, il cui sviluppo era previsto soprattutto in considerazione della loro profondità. Difficoltà si sono incontrate, inizialmente, nella individuazione della tecnica da adottare a tale scopo, soprattutto per i costi che ciascuna azienda avrebbe dovuto sostenere. Finalmente, si è risolto con l'acquisto di un piccolo natante raccoglitore.

Il principio del metodo migliorativo si basa nel favorire i bloom algali in un ambiente limitato, meglio gestibile di una vasta area lagunare, oltreché di minor valore ambientale. In tal modo, le acque provenienti dalle vasche di allevamento si impoveriscono del loro carico eutrofizzante e possono, quindi, fluire in laguna senza che questa se ne arricchisca ulteriormente. D'altra parte, è indispensabile effettuare una asportazione delle masse sviluppatesi, altrimenti si innescano inesorabilmente fenomeni fermentativi, con processi di mineralizzazione della sostanza organica e conseguente restituzione dei nutrienti alle acque, vanificando le finalità dell'operazione.

Al momento in cui i bacini di lagunaggio furono realizzati, fu ritenuto importante sottoporli a monitoraggio, per valutarne la capacità depurativa e definire il grado di alterazione dei parametri delle acque durante il loro attraversamento. In questo lavoro si riportano i risultati di tale monitoraggio, prima dell'entrata in attività del natante raccoglitore, e se ne valuta, pertanto, la loro capacità depurativa come semplici vasche facoltative di fitodepurazione, in accordo con la descrizione di Mara (1995).

Materiali e metodi

Al debutto dell'indagine conoscitiva in oggetto, nel marzo 1995, i bacini di lagunaggio erano stati allagati da circa quattro mesi, e sia per questa ragione, sia per il fatto che tale periodo aveva coinciso con la stagione invernale, la vegetazione macrofitica era praticamente assente. Gli operatori dei rispettivi impianti, su indicazione del Commissario delegato al risanamento della laguna, avevano da poco effettuato, nel proprio bacino, una ìseminaî di *Gracilaria verrucosa*, nell'ordine di 200 kg p.u., raccolta nei canali che portano dall'impianto Ittima alla laguna di levante. Questa Rodoficea nitrofila si dimostra particolarmente idonea alle finalità del lavoro, e in ambienti naturali, spontaneamente, può colonizzare le aree interessate da scarichi di itticolture marine (Lenzi *et al.*, 1995).

Caratteristiche dei bacini

Il lagunaggio dell'impianto Il Vigneto ha un'estensione di circa 26000 m^2, e una profondità media di 1,20 m, ed è parzialmente suddiviso da un argine terroso in due bacini di pari superficie. L'intenzione è quella di suddividere le acque salmastre (circa 450 l/sec), provenienti dall'impianto di allevamento, nei due bacini, che vengono utilizzati pertanto in parallelo. Le acque, il cui tempo di ritenzione nel bacino è di 19 h, fuoriescono in un lungo canale, che finalmente raggiunge

il tratto terminale del Fosso del Perugino, mediante il quale sfociano nella Laguna di Levante.

Il lagunaggio della Ittima ha un'estensione di circa 13000 m^2 e una profondità media di 1,5 m, ed è, anche questo, parzialmente suddiviso in due bacini di pari superficie da un argine terroso. Le acque, a salinità salmastro-marina che provengono dall'impianto intensivo (circa 350 l/sec), dopo aver attraversato tutti e due i bacini (tempo di ritenzione di 16 h), sono convogliate in un lungo canale, che perimetra esternamente il lagunaggio stesso. Il canale offre la doppia opzione di sfociare, nel Canale mare-laguna di Ansedonia, o, dopo un percorso relativamente più lungo, nella Laguna di Levante.

Il lagunaggio della Nassa ha un'estensione di circa 12000 m^2 e una profondità media di 0,8 m, ed è suddiviso in quattro bacini di uguale superficie, disposti in serie. Riceve circa 250 l/sec di acqua a salinità marino-lagunare, che vengono reimmesse nel canale di Nassa, con un tempo di ritenzione di 10,7 h.

Il lagunaggio dell'impianto La Rosa ha un'estensione di circa 4000 m^2, e una profondità media di 0,8 m, e, in sostanza, costituisce uno stretto canale che allunga il percorso delle acque in uscita dalle vasche. Non riceve gli scarichi di tutte le vasche, alcune delle quali scaricano in prossimità dell'uscita delle acque dal lagunaggio. Il flusso di acque, che hanno salinità marino-lagunare molto variabile, è di circa 300 l/sec, e il loro tempo di ritenzione nel bacino di 3 h.

Campionamenti delle acque

Per tutti gli impianti, sono stati effettuati campionamenti delle acque in entrata e in uscita ai lagunaggi, per il periodo compreso tra il marzo 1995 e il novembre 1996, con frequenza pressoché mensile. In campo sono state effettuate misure di temperatura delle acque. Sui campioni, una volta trasferiti in laboratorio, è stata determinata la clorofilla *a* e i nutrienti, come fosforo totale disciolto (TDP), fosforo totale particellato (TPP), azoto totale disciolto (TDN) e azoto totale particellato (TPN). I valori ottenuti sono stati utilizzati anche per calcolare i rapporti atomici TDN/TDP e TN/TP, dove TN = TDN + TPN e TP = TDP + TPP.

I campioni per la determinazione della clorofilla sono stati prelevati in bottiglia scura, previa filtrazione con setaccio a maglie di 250 μm, trasportati in ambiente refrigerato e sottoposti nella stessa giornata a filtrazione con filtro Watmann GF/F. La clorofilla presente nel filtro è stata estratta con soluzione neutra di acetone al 90%, mediante triturazione e, dopo 24 h, centrifugazione; la determinazione è avvenuta per via colorimetrica con letture a 630 nm, 647 nm, 664 nm, 750 nm (Golterman e Clymo, 1969; APHA, 1981; Innamorati *et al.*, 1996).

L'azoto e il fosforo sono stati determinati mediante ossidazione e idrolisi delle sostanze presenti nei campioni con miscela ossidante formata da potassio persolfato allo 0,001% di azoto (Merck n.5092), acido borico e NaOH, in autoclave a 1208 C per 45 min. Attraverso tale procedimento l'azoto è stata trasformato in azoto nitrico e il fosforo in ortofosfato, successivamente determinati per via colorimetrica con metodo riportato in seguito.

Un litro di campione è stato filtrato su Watman GF/C da 47 mm preventivamente lavato con HCl al 10% e acqua distillata. Sul filtro sono state eseguite le determinazioni riguardanti TPN e TPP, mentre sul filtrato sono state eseguite le analisi di TDN e TDP.

Aliquote delle soluzioni provenienti dal processo di ossidazione, opportuna-

mente diluite con soluzione tampone di NH_4Cl-NH_4OH, sono state fatte passare attraverso una colonnina di Cd spugnoso alla velocità di 10 ml/min; in tal modo l'azoto nitrico ottenuto dall'ossidazione è stato ridotto ad azoto nitroso e determinato spettrofotometricamente (Valderrama, 1981). Il fosforo, previamente trasformato in ortofosfato, è stato determinato mediante reazione con soluzione contenente molibdato ammonico, riduzione del prodotto formatosi a blu di molibdeno con cloruro stannoso e successivo dosaggio spettrofotometrico a 630 nm (Valderrama, 1981).

Campionamenti del fitobenthos

Per gli impianti Il Vigneto e Ittima, sono stati effettuati, per un periodo di sei mesi (aprile-settembre 1995), e con cadenza quindicinale (complessivamente 12 campagne), campionamenti quali-quantitativi della vegetazione sommersa, secondo tecniche convenzionali (Lenzi e Bombelli, 1985). Il materiale algale raccolto in ogni campagna per le determinazioni ponderali, è stato, una volta portato in laboratorio, suddiviso per specie, lavato e ripulito dalle impurezze. Quindi, per ogni campione è stato determinato, con una bilancia tecnica, il peso umido sgocciolato, dopo asciugatura per circa due ore in letto di rete, all'ombra, in zona ventilata, e, con bilancia analitica elettronica, il peso secco, previo essiccamento a 708 °C. I valori della materia secca sono stati riportati all'unità di superficie ed utilizzati per esprimere la biomassa in grammi peso secco/m^2. I valori della materia umida sono stati riportati all'unità di superficie e successivamente, in considerazione dell'estensione di ciascuno dei bacini di lagunaggio, utilizzati per calcolare gli *standing crop*, espressi in kg peso umido. Per la stesura delle liste floristiche sono stati effettuati, nel corso di ciascuna campagna, campionamenti qualitativi, nello stesso numero di quelli effettuati per le stime quantitative, mediante i quali, in laboratorio, si è proceduto alla determinazione delle specie. Durante le campagne sono stati misurati alle ore 12:00 i valori della temperatura (t °C), con termometro a mercurio, dell'ossigeno disciolto (DO), mediante ossimetro digitale elettronico a elettrodo, e della salinità (S‰), mediante rifrattometro a compensazione della temperatura, munito di scala salinometrica.

Risultati e discussione

Parametri chimico-fisici

Il confronto tra le temperature in entrata e in uscita al lagunaggio (Fig. 1), dimostra la tendenza del bacino, per quegli impianti, come Ittima e Il Vigneto, che utilizzano acque geo-ipotermali, a normalizzare i valori delle acque reflue dall'impianto di intensivo a quelli del bacino lagunare, ovvero riscaldando le acque di allevamento in estate e raffreddandole in inverno, mentre la differenza è minima o nulla per le acque dei rimanenti due allevamenti, che sono catturate direttamente dai canali mare-laguna di Nassa e di Fibbia.

Per la stessa ragione, la salinità non si discosta dai valori lagunari per Nassa e La Rosa (Fig. 2), mentre i valori sono ben diversi per Il Vigneto (17 - 22‰), che è l'impianto con valori più distanti dal bacino lagunare, soprattutto durante il periodo estivo.

Il confronto tra il contenuto in DO in entrata ed in uscita al lagunaggio, effettuato solo per Ittima e Vigneto (Fig. 2), evidenzia un generale miglioramen-

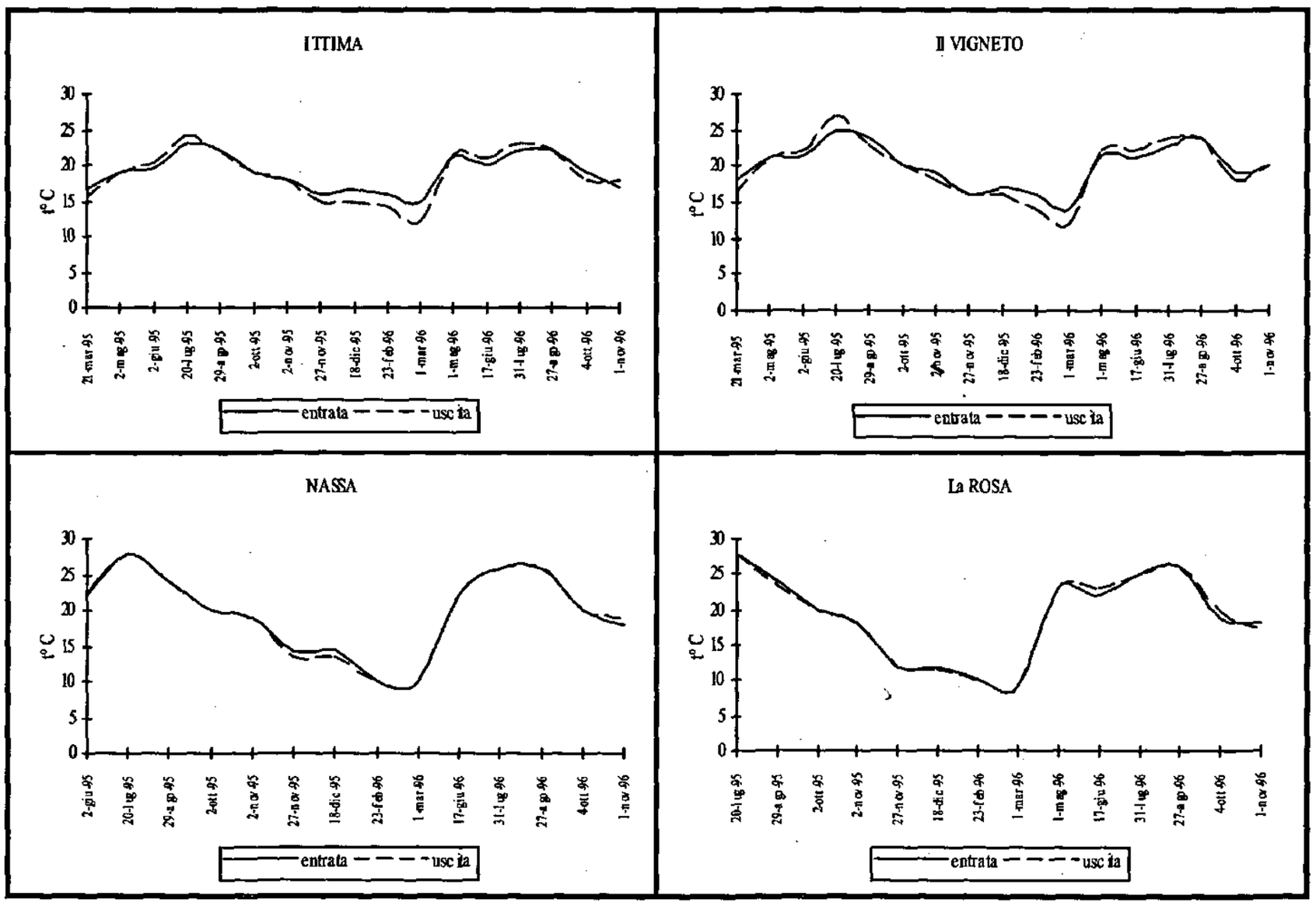


Fig. 1 - Andamento dei valori della temperatura in entrata ed in uscita dai lagunaggi dei quattro impianti di itticoltura.

Temperature at the inlet and the outlet of the lagoonal ponds of the four aquaculture farms.

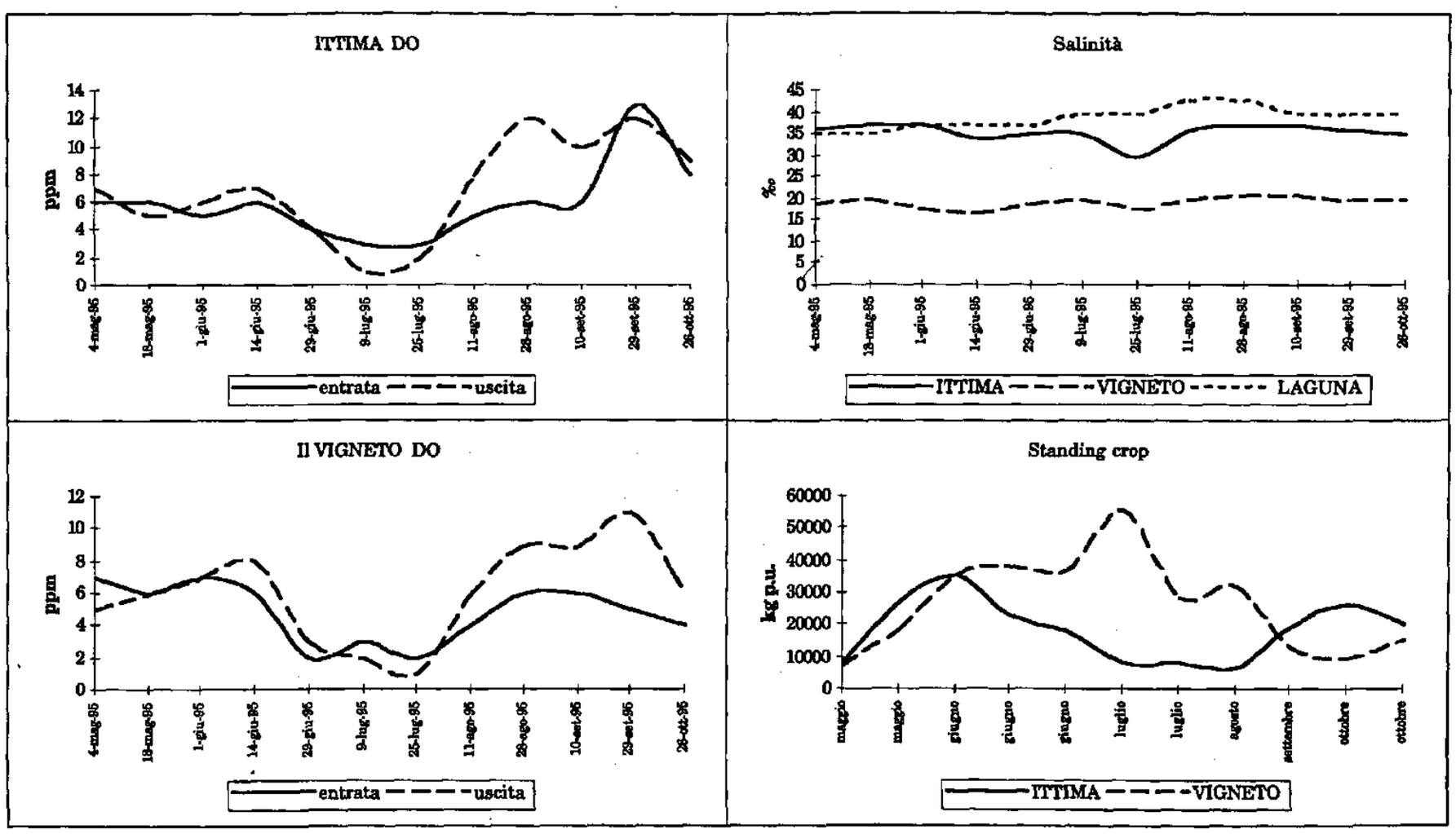


Fig. 2 - Andamento del DO, della salinità e degli standing crop macrofitici per i lagunaggi di Ittima e Il Vigneto.

Dissolved oxygen, salinity and standing crop in the lagoonal ponds of "Ittima" and "Il Vigneto" farms.

to delle acque in uscita, come conseguenza dell'attività di fotosintesi. Tuttavia, questo miglioramento viene meno quando, non avvenendo alcun allontanamento della biomassa vegetale prodotta, questa comincia a fermentare durante la stagione calda, o in seguito al raggiungimento di densità molto elevate.

Macroalghe

Lo sviluppo dei popolamenti macroalgali, come si osserva dalle liste floristiche e di abbondanza (Tab. 1), è risultato diverso tra i due i bacini di Ittima e Il Vigneto.

I bacini di fitodepurazione della Ittima, nel massimo dello sviluppo vegetativo, presentano, rispetto a quelli dell'impianto Il Vigneto, una maggiore densità di copertura per metro quadrato, e in definitiva maggiori *standing crop* (Tab. 2, 3). Come si rileva dalla Fig. 2, i lagunaggi-fitodepurazioni dei due impianti presentano massimi di sviluppo macroalgale complementari, infatti a Il Vigneto si ha il massimo durante la stagione più calda, mentre alla Ittima si hanno due picchi, uno primaverile, l'altro autunnale. Processi fermentativi, che seguono i bloom vegetativi, sono stati osservati per Il Vigneto a partire dalla prima settimana di luglio, mentre per la Ittima sono avvenuti con circa un mese di anticipo.

Lo sviluppo macroalgale sembra essere stato più lento per il lagunaggio dell'impianto Il Vigneto, mentre è risultato relativamente molto più rapido, per quello della Ittima. Confrontando le liste floristiche dei due lagunaggi, per Ittima si rileva una maggiore diversità biologica, infatti *Gracilaria verrucosa* era già presente nei canali di emissione dell'impianto, e sono state osservate specie tipicamente lagunari quali *Bryopsis plumosa* e *Lophosiphonia subadunca*. Infine, i due bacini mostrano differenziazioni quali-quantitative importanti, infatti, mentre per Il Vigneto la specie dominante è *Chaetomorpha linum*, alla quale segue per importanza *Ulva rigida*, per Ittima domina *U. rigida*, e in subordine *Gracilaria* (Tab. 1, 2 e 3).

Pur non avendo effettuato stime della produzione macroalgale per il lagunaggio Nassa, abbiamo osservato una considerevole produzione di *Cladophora vagabunda*, tra la primavera e l'estate del 1995, con dense formazioni superficiali. Successivamente, non è stata più osservata una produzione macroalgale importante in quel bacino e, apparentemente, dominano formazioni di cianobatteri e diatomee coloniali bentoniche.

Microalghe

Le stime di biomassa microalgale, calcolabili dalle determinazioni della clorofilla, la quale è presente nella materia algale secca mediamente nella misura di 1,5% (Raschke, 1993), sono riportate, per i quattro impianti, in Tab. 4, come valori medi per l'intero periodo studiato. Dalla tabella, si rileva che il bilancio di massa porta ad abbattimenti della biomassa microalgale, calcolata come rapporto tra OM in uscita e OM in entrata, dai lagunaggi di Ittima e Il Vigneto, rispettivamente di 16% e 40%, mentre si ha incremento di biomassa del 33% per Nassa e incremento zero per La Rosa. Per Nassa, l'incremento di produzione microalgale, avviene principalmente nel luglio 95, e probabilmente deve essere attribuita allo sviluppo di dinoflagellati che è seguito alla decomposizione di *Cladophora vagabunda*, che non era stata allontanata dal bacino. Per La Rosa, l'inefficienza è attribuibile alle dimensioni del bacino e, quindi, al tempo di residenza delle acque.

Tab. 1 - Lista floristica con indice di abbondanza (+++ molto abbondante; ++ abbondante; + presente).
Floristic list (+++ very aboundant; ++ aboundant; + present).

		CLOROFICEE				RODOFICEE		CIANOFICEE	FANEROGAME
		Bryopsis plumosa	*Chaetomorpha linum*	*Enteromorpha* sp.	*Ulva rigida*	*Gracilaria verrucosa*	*Lophosiphonia subadunca*	*Lyngbya* sp.	*Ruppia cirrhosa*
04/05/95	ITT	+			+++	++	++	+	
	VIG		++	+	++			+	
18/05/95	ITT	+			+++		++	+	
	VIG		+++	++					
01/06/95	ITT	+			+++	+	++	+	
	VIG		+++	++					
14/06/95	ITT			+	+++	+++	++	+	
	VIG		+++	++					+
29/06/95	ITT				+++	+++		+	
	VIG		+++						+
09/07/95	ITT				+++		++	+	
	VIG		+++		+++				+
11/08/95	ITT	+			+++	++	++	+	
	VIG		++		+++				+
01/09/95	ITT				+++	+	+	++	
	VIG		+++		++			+	+
19/09/95	ITT				+++			++	
	VIG		+++		++			+	+
05/10/95	ITT				+++	+++		++	
	VIG		++		++			+	+
29/10/95	ITT	+++			+++	+++		++	

Tab. 2 - Il Vigneto: stima della biomassa macroalgale e dello standing crop per le singole specie e totale.

"Il Vigneto" farm: estimed macroalgae biomass and standing crop.

	Chaetomorpha		*Ulva*		*Enteromorpha*		TSC
data	g/m2 p.s.	kg p.u.	g/m2 p.s.	kg p.u.	g/m2 p.s.	kg p.u.	kg p.u.
04/05/95	47	6.266					7.462
18/05/95	87	15.028			14	3.744	18.772
01/06/95	168	29.432			30	5.824	35.256
14/06/95	242	37.544			7	884	38.428
29/06/95	246	36.816					36.816
09/07/95	171	30.368	63	25.584			55.952
11/08/95	13	3.120	105	25.792			28.912
01/09/95	204	30.680	11	1.066			31.746
19/09/95	88	12.792	9	468			13.260
30/09/95	25	5.720	19	4.160			9.880
26/10/95	81	15.288					15.288
media	**125**	**20.278**	**41**	**11.414**	**17**	**3.484**	**26.525**
± d.s.	**85**	**12.948**	**42**	**13.106**	**12**	**2.480**	**14.918**

Tab. 3 - "Ittima": stime della biomassa macroalgale e dello standing crop per le singole specie e totale.

"Ittima" farm: estimed macroalgae biomass and standing crop.

	Ulva		*Gracilaria*		*Lophosiphonia*		*Bryopsis*		TSC
data	g/m2 p.s.	kg p.u.	g/m2 p.s.	kg p.u.	g/m2 p.s.	kg p.u.	g/m2 p.s.	kg p.u.	kg p.u.
04/05/95	131	3.238	45	2.646	39	2.198	3	316	8.398
18/05/95	298	24.062			26	2.764	2	263	27.089
01/06/95	630	35.145	2	66	8	579	2	132	35.922
14/06/95	144	12.136	145	10.004	9	684			22.825
29/06/95	68	7.271	125	10.952					18.323
09/07/95	99	7.345			9	684			8.029
25/07/95	114	6.766	6	369	18	1.053	4	184	8.372
28/08/95	72	6.318	2	158	4	316			6.792
19/09/95	210	19.745							19.744
05/10/95	193	18.402	96	7.992					26.194
26/10/95	133	6.529	176	12.979			9	737	20.245
media	**190**	**13.360**	**75**	**5.646**	**16**	**1.183**	**4**	**326**	**18.358**
± d.s.	**160,43**	**9860,28**	**70,06**	**5405,34**	**12,51**	**927,47**	**2,92**	**240,20**	**9544,35**

Lo sviluppo microfitico, per tutti e quattro gli impianti, non manifesta un andamento ciclico; infatti, dopo una buona crescita durante i primi mesi del periodo in studio, la produzione quasi si azzera, e questo indifferentemente per le acque in entrata e in uscita dal lagunaggio (Fig. 3). Nella figura 3 è, inoltre, evidente un andamento della clorofilla sorprendentemente molto simile tra tutti e quattro gli impianti-lagunaggi, con tre picchi, nel luglio 95, nel novembre 95 e nel marzo 96.

Questi andamenti sono simili a quelli del TDP (Fig. 4), ma non è possibile stabilire se siano legati effettivamente all'andamento del P disciolto o a determinate condizioni meteoclimatiche.

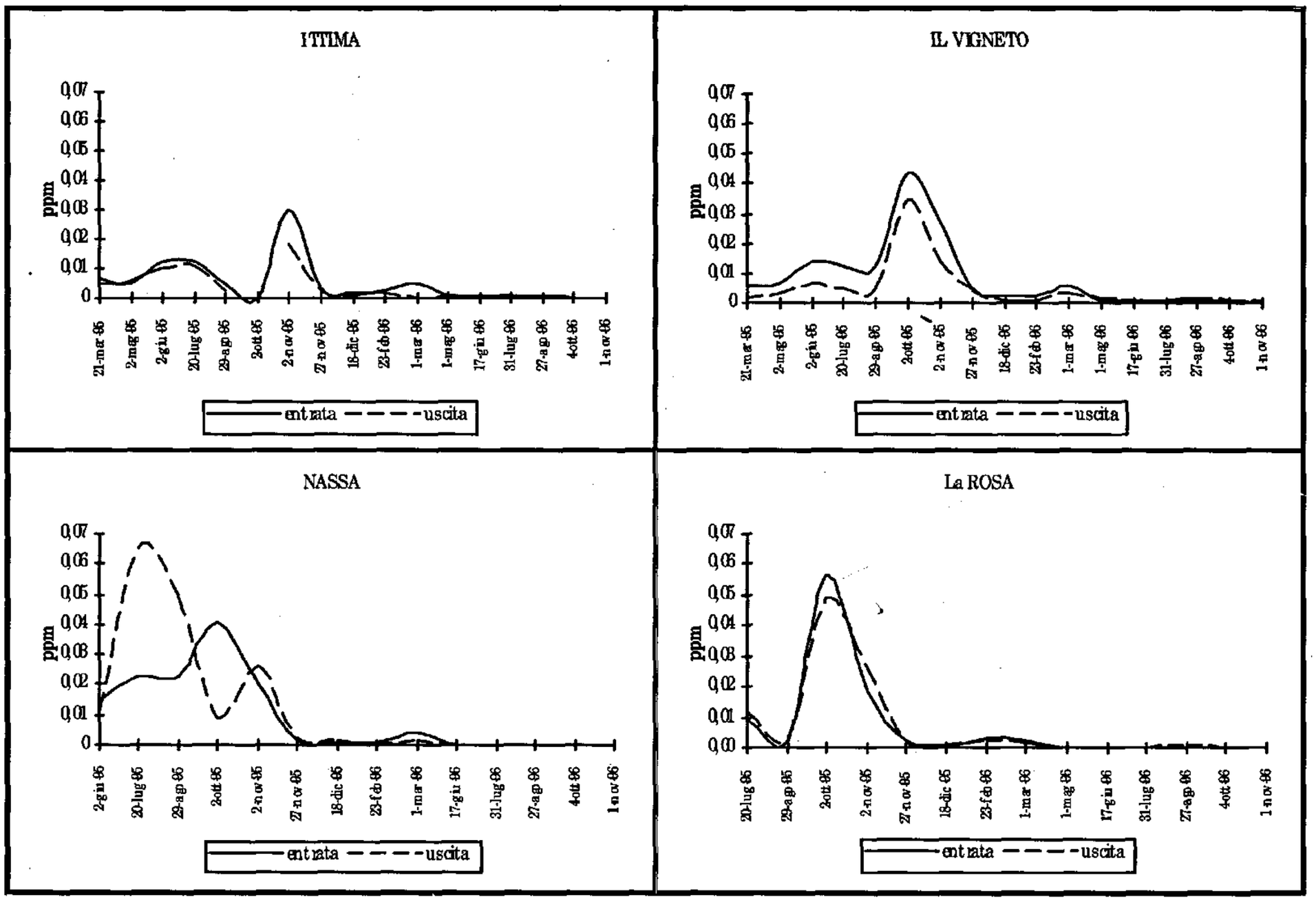


Fig. 3 - Andamento della clorofilla a, in entrata e in uscita dai lagunaggi.
Clhorophyll a at the inlet and outlet of the lagoonal ponds.

Tab. 4 - Valori medi della clorofilla α (chla) e della materia organica microalgale anidra (OM) e della biomassa (B) in entrata e in uscita dai lagunaggi.
Everage concentration of chloropyll α (chla), organic matter (OM) and biomass (B) at the inlet and outlet of lagoonal ponds.

	ITTIMA		VIGNETO		NASSA		LA ROSA	
	entrata	uscita	entrata	uscita	entrata	uscita	entrata	uscita
chla (mg/l)	0,0048	0,0041	0,0082	0,0051	0,0092	0,0121	0,0063	0,0063
OM ($g/m^{3)}$	0,32	0,27	0,55	0,33	0,6	0,8	0,42	0,42
B (kg/d)	9,7	8,2	21,4	12,8	13	17,3	10,9	10,9

Nutrienti

Gli andamenti dei valori TDN risultano somiglianti per i quattro impianti (Fig. 5) e si intravede, in particolare per Ittima e Il Vigneto, una sorta di ciclo stagionale, con minimi estivi.

Gli andamenti dei TDP di Ittima, Nassa e La Rosa (Fig. 4), mostrano somiglianze ancora maggiori, e sono evidenti i momenti di rilascio del P durante la stagione calda, sia pure in lieve sfasatura tra loro. Sorprende, per i tre impianti, l'appiattimento verso il basso dei valori di questo parametro, dopo il picco estivo del 1995. Più importanti risultano i rilasci TDP da parte de Il Vigneto (Fig. 4), che presenta un andamento con frequenti massimi e minimi. Difficile trovare la spiegazione di queste differenze, certo molto influisce il carico in allevamento,

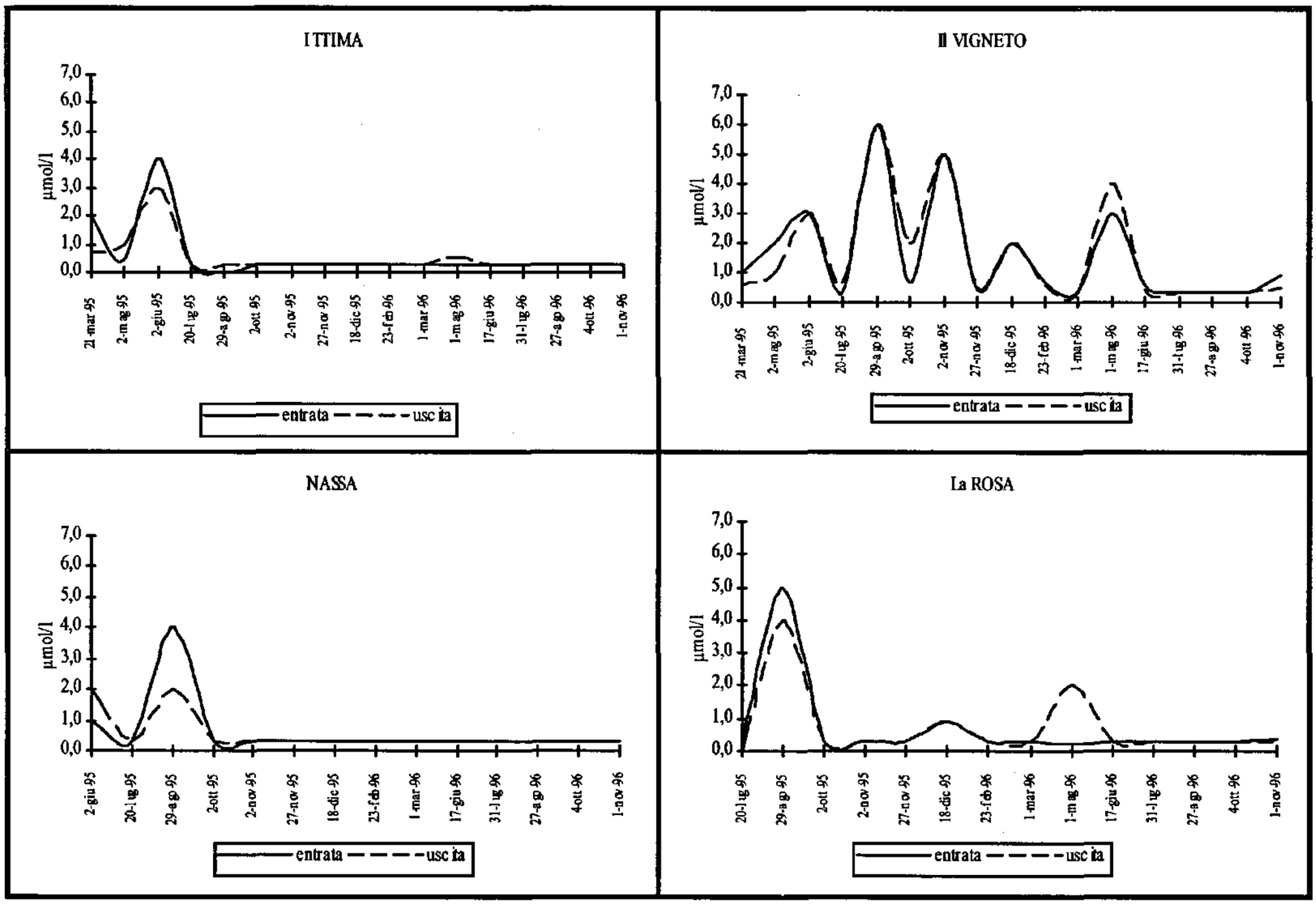


Fig. 4 - Andamento del fosforo totale disciolto, in entrata e in uscita dai lagunaggi.
Dissolved total phosphorus at the inlet and outlet of the lagoonal ponds.

e, a tale proposito, quest'ultimo impianto è quello maggiormente produttivo e con il maggior numero di vasche.

Le quantità dei nutrienti, tuttavia, al di là di considerazioni relative all'elevato flusso di acque, non sono più elevate del corpo idrico lagunare. Infatti, le acque in uscita dagli impianti e dai loro lagunaggi presentano valori del TDP e del TDN, compresi rispettivamente negli intervalli 0,3-6 µmol/l e 10-180 mol/l, quando in laguna, tra il 1995 e il 1996 (Innamorati *et al.*, 1996), sono stati stimati valori di questi parametri compresi rispettivamente negli intervalli 0,3-2,5 e 20-150 mol/l. Si consideri, per un ulteriore confronto, che le acque lagunari prossime agli scarichi della depurazione civile (reflui, sia pure di portata inferiore, attualmente immessi in area lagunare conterminata per effettuarne lagunaggio) hanno escursioni per gli stessi parametri comprese negli intervalli 3-50 e 100-700 µmol/l (dati non pubbl.).

I rapporti atomici TDN/TDP per le acque in entrata-uscita risultano, per tutti e quattro gli impianti, variabili ma comunque alti (Fig. 6), indicando condizioni di estrema fosforo limitazione (Ryther e Dunstan, 1971). L'abbassamento del rapporto corrisponde per lo più ai rilasci di ortofosfato che avvengono durante la stagione calda in condizioni di anossia del fondo (è significativa, a tale proposito, la considerevole riduzione del rapporto per le acque di tutti gli impianti durante l'agosto '95) e in seguito alle fermentazioni della biomassa algale.

Anche i rapporti atomici TN/TP (Fig. 7) evidenziano, per lo più, condizioni

di elevata fosforo limitazione, seppure con valori meno elevati rispetto al precedente rapporto. Questa differenza ribadisce l'importanza del particellato per questo tipo di acque, ed evidenzia che i composti del P sono maggiormente localizzati nella frazione particellata, probabilmente come ortofosfato adsorbito, piuttosto che disciolti nelle acque.

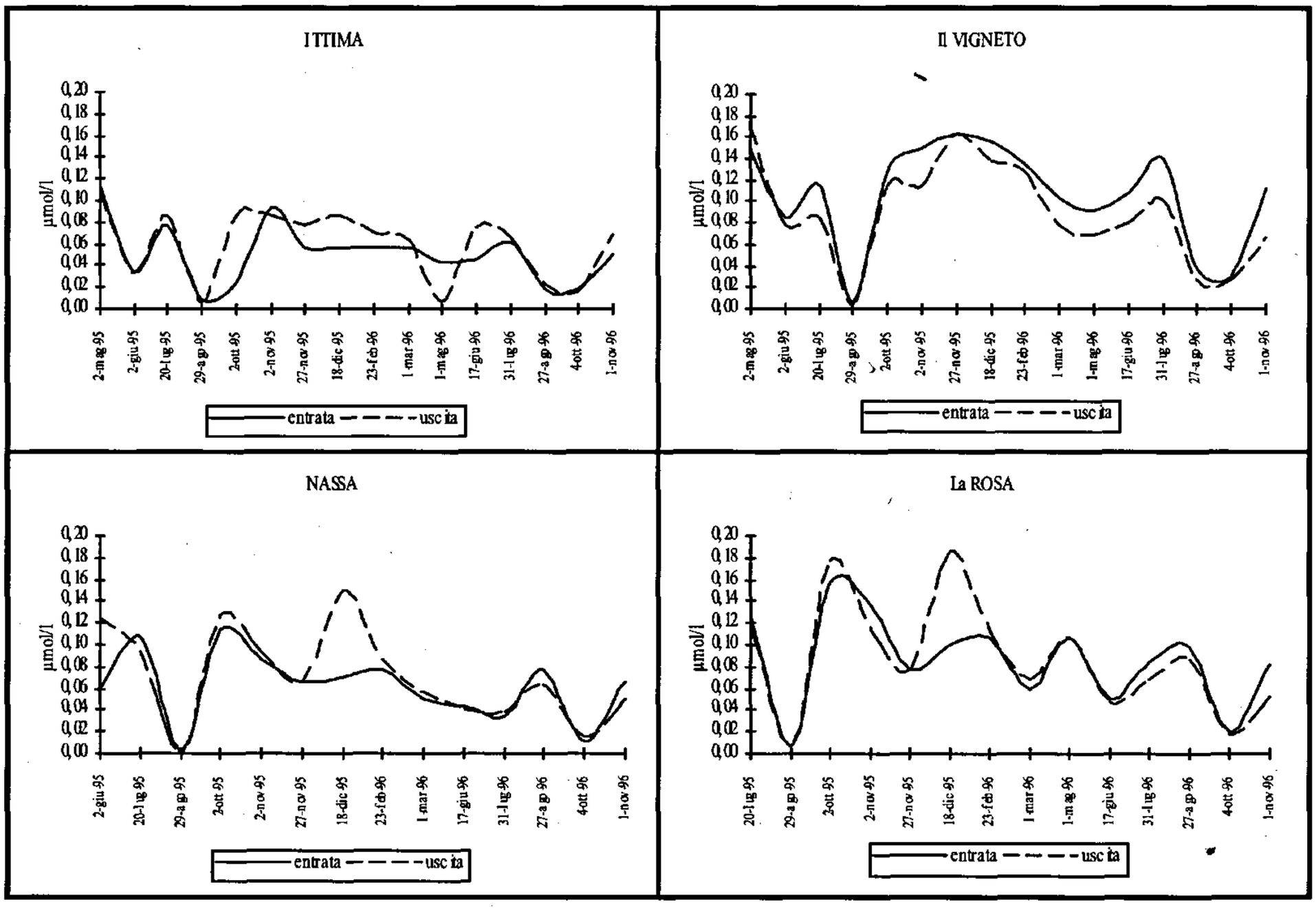


Fig. 5 - Andamento dell'azoto totale disciolto, in entrata e in uscita dal lagunaggi.
Dissolved total nitrogen at the inlet and outlet of the lagoonal ponds.

Il confronto tra le acque in entrata e in uscita mostra una maggiore fosforo limitazione per le acque in uscita, con la sola eccezione del Il Vigneto. L'aumento dei rapporti in uscita, si spiega con la sedimentazione del particellato nei bacini di lagunaggio e con l'innalzamento del TDN, che probabilmente avviene nei tre lagunaggi in seguito a processi di azoto-fissazione da parte dei cianobatteri, che possono svilupparsi periodicamente. Per quanto riguarda il lagunaggio de Il Vigneto, invece, la condizione opposta è imputabile al maggiore abbattimento del TDN, ma a scarso abbattimento o incremento del TDP.

Il TPP ed il TPN presentano abbattimenti compresi tra 10% ed 60% per gli impianti dell'Ittima, Il Vigneto e Nassa. Tuttavia, si hanno periodi di particolare inefficienza, al punto che possono aversi elevati incrementi di questi parametri nelle acque in uscita dai lagunaggi, che in particolare per l'impianto del Vigneto sono registrati tra Giugno e Agosto 1996 e per quello di nassa tra Agosto e Novembre 1996. Tali episodi sono da imputare al rilascio di materia organica particolata prodotta dalla degenerazione di biomasse algali. Caso a parte risulta

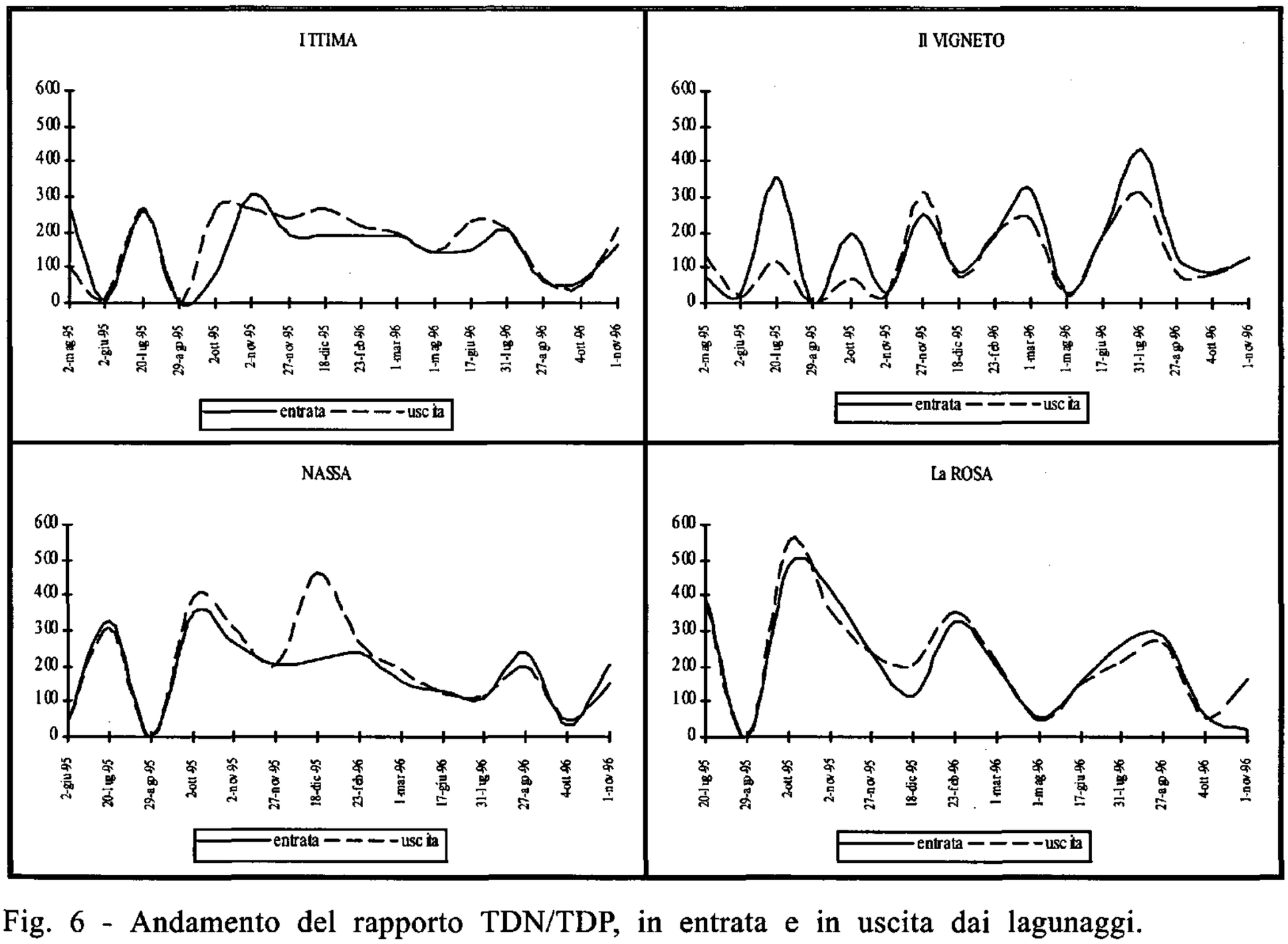


Fig. 6 - Andamento del rapporto TDN/TDP, in entrata e in uscita dai lagunaggi.
TDN/TDP ratio at the inlet and outlet of lagoonal ponds.

la situazione della Rosa, dove quasi mai si ha efficienza nell'abbattimento del TPP e del TPN e dove normalmente si registra un incremento di questi parametri in seguito al rilascio di questi materiali particolati prodotti *in situ.*

Conclusioni

I bacini riducono l'impatto termico delle acque reflue dagli impianti che utilizzano acque ipotermali di falda. A tale proposito si consideri che l'immissione di tali acque in laguna creava, durante la stagione invernale, particolari condizioni microclimatiche in aree non poco estese attorno alle immissioni (area lagunare attualmente esclusa dal resto della laguna perchè fortemente compromessa) e determinava una crescita costante e importante di Ulvacee (Naviglio *et al.* 1988).

Quando si riescono ad evitare i processi fermentativi, le acque in uscita dal lagunaggio migliorano, per l'incremento in DO.

La produzione primaria, considerando il bacino di lagunaggio come sola vasca facoltativa, come di fatto è fino ad ora avvenuto, si orienta prevalentemente verso macroalghe e cianobatteri. Il diverso andamento nel tempo dello *standing crop* tra i due impianti oggetto di tale specifica ricerca, non è facilmente spiegabile. Infatti, i parametri chimico-fisici sono molto simili tra loro, con l'eccezione della

salinità, tuttavia, le specie macroalgali sviluppatesi nei bacini sono tutte ben tolleranti le diverse condizioni aline. Di maggiore importanza potrebbe essere la valutazione dei rapporti trofici, e la diversa disponibilità di P.

Più marcata è l'azione dei bacini sulle microalghe, purché il tempo di residenza delle acque sia prolungato e si abbia un sufficiente rallentamento del flusso delle acque. I bacini di piccole dimensioni, con tempi di residenza eccessivamente brevi, quali il lagunaggio de La Rosa, presentano azione di sedimentazione per il macroparticellato organico, e ciò contribuisce alla riduzione degli ortofosfati in uscita.

Relativamente ai nutrienti i bacini di lagunaggio, senza intervenire con asportazione di biomassa, non sembrano incidere in maniera forte e continua, infatti, tra acqua in entrata e in uscita, non si rilevano differenze di grande rilievo. Per quanto riguarda il TDN, solo il bacino de Il Vigneto presenta abbattimenti costanti, mentre gli altri bacini presentano una maggiore discontinuità e, spesso, addirittura incrementi, che per Ittima e Nassa sono stati circa del 16% e 14%. Ciò lascia ipotizzare un fenomeno di azotofissazione da parte di cianobatteri, fenomeno che probabilmente si verifica abbondantemente nelle aree di laguna degradate, che ricevono gli scarichi non trattati delle itticolture.

Per quanto riguarda il TDP, inizialmente i lagunaggi Ittima, Nassa e La Rosa hanno esercitato un sensibile abbattimento del carico, mentre ciò non si è verificato per Il Vigneto, dove talvolta si sono avuti incrementi. Successivamente, il

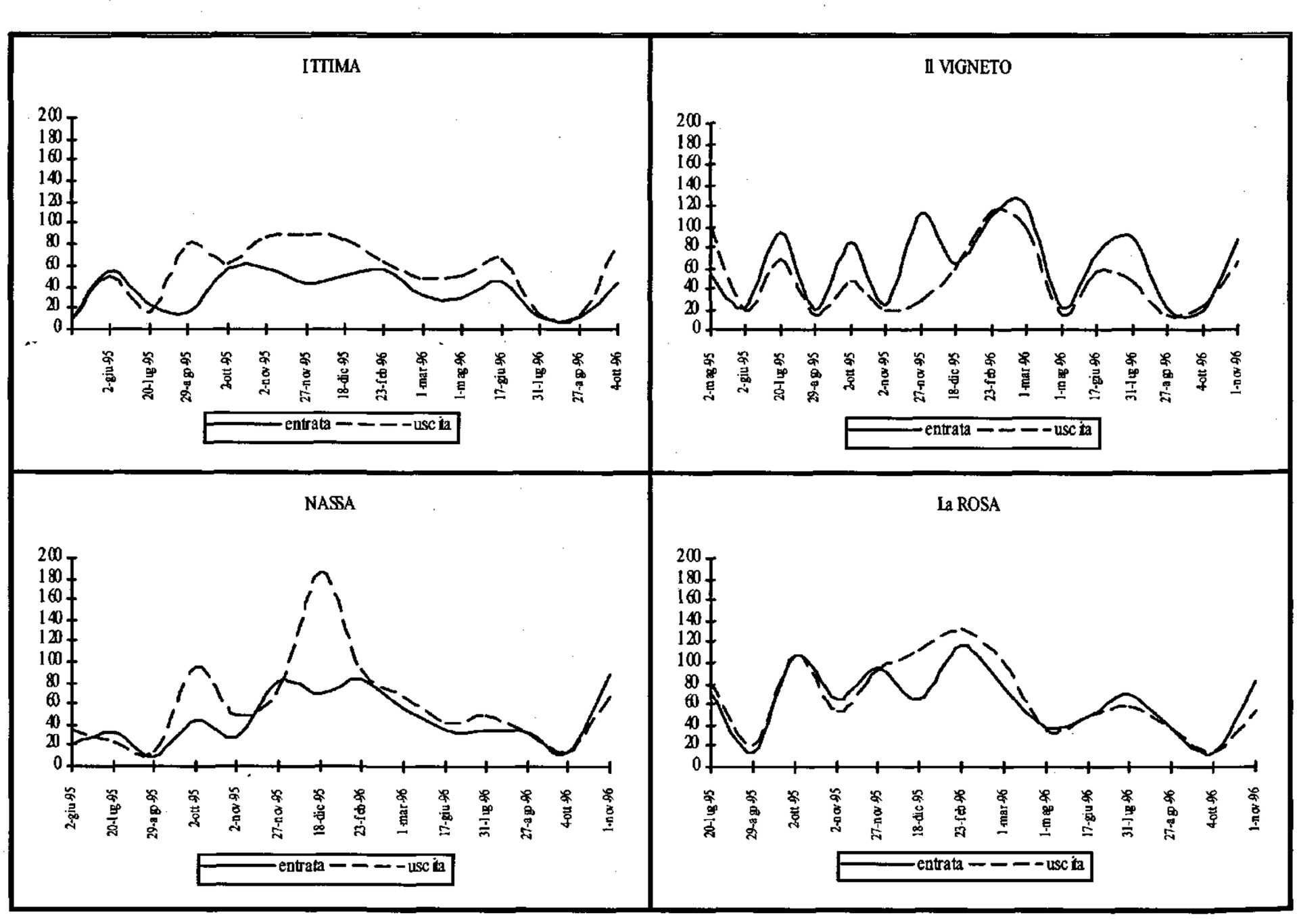


Fig. 7 - Andamento del rapporto TN/TP, in entrata e in uscita dai lagunaggi.
TN/TP ratio at the inlet and outlet of lagoonal ponds.

contenuto in P solubile è risultato per tutti gli impianti quasi sempre molto basso, tale da non consentire di rilevare sensibili variazioni migliorative. I valori sono risultati, infatti, al di sotto del limite critico per *Cladophora albida* (Gordon *et al.* 1980), ma ancora sufficienti per lo sviluppo di *Ulva rigida* (Lavery e McComb, 1991).

Si può ritenere, comunque, che i lagunaggi producano un sensibile abbattimento degli ortofosfati, quando questi arrivano al bacino in quantità ben apprezzabili, a patto che le condizioni non degenerino in fenomeni fermentativi.

Gli abbattimenti compresi tra 10 e 60% riscontrati sul particellato (TPP e TPN) degli impianti, con esclusione di quello di La Rosa, mostrano invece che le vasche di lagunaggio hanno funzionato prevalentemente da sedimentatori, quando le dimensioni dei bacini lo consentono.

Summary

Intensive aquaculture is considered, together with the urban and agricultural activities, one of the most important eutrophic sources for the Orbetello Lagoon (Central Italy).

Aquaculture farms that waste in the lagoon have been equipped with lagoonal ponds. The water of such basins, both at the inlet and the outlet, from March 1995 to November 1996, have been monitored to evaluate the concentration of chlorophyll *a*, total phosphorus (dissolved = TDP and particulate = TPP) and total nitrogen (dissolved = TDN and particulate = TPN) and their ratio calculated.

The wet and dry weights of underwater vegetation have been calculated and the list of species was determined. Dry weights values have been reported to the surface unit, as biomass (grams of dry weight/m^2), while wet weight values have been used to calculate the standing crop (kg of wet weight). During all the period, temperature (t °C), dissolved oxygen (ppm) and salinity (‰) have been monitored.

The results show that the action of the lagooning ponds is mainly related to the reduction of thermal impact, to high sedimentation (reduction of TPP and TPN between 10 and 30%), to light reduction of orthophospate and to primary production oriented toward macroalgae and cyanobacteria.

Therefore, a lagooning pond may be considered as one of the main tools that contribute to the minimisation of the environmental impact of on-land intensive aquaculture, assuring in the meantime the respect and safeguard of the environment on which they insist.

Bibliografia

A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F. (1981) - *Standard methods for the examination of water and wastewater.* Am. Publ. Healt Ass., Washington.

COGNETTI G, DE ANGELIS C.R., ORLANDO E., BONVICINI PAGLIARI A., VARRIALE A.M., CREMA E., MARI R., MAURI R., TONGIORGI S., ZUNARELLI R., DE FRAJA FRANGIPANE E., BRAMBATI A., GIACCONE G., OLIVETTI R. (1978) - *Risanamento e protezione dell'ambiente idrobiologico delle lagune di Orbetello. Studio di fattibilità.* Comune di Orbetello, Regione Toscana, Firenze: 144 pp.

GOLTERMAN H.L., CLYMO R.S. (1969) Methods for physical e chemical analysis of freshwaters. *IBP handbook* n.8.

GORDON D.M., BIRCH P.B., McCOMB A.J. (1980) - Effect of inorganic phosphorus and nitrogen on the growth of the estuarine *Cladophora* in culture. *Bot. Mar.*, **24**: 93-106.

INNAMORATI M., CARTEI P., BUZZICHELLI S. (1996) - Laguna di Orbetello, sett. 1995-giu. 1996. Monitoraggio e studio dello stato trofico dell'ecosistema lagunare. CONISMA e Lab. Di Ecol. Dip. Biol. Veg. Univ. Di Firenze. Relazione tecnica per il Commissario Delegato al Risanamento della Laguna di Orbetello.

LAVERY P.S., McCOMB A.J. (1991) - The nutritional ecophysiology of Chaetomorpha linum and Ulva rigida in Peel Inlet, Western Australia. *Bot. Mar.*, **34**: 251-260.

LENZI M., BOMBELLI V. (1985) - Prime valutazioni della biomassa macrofitica della laguna di Orbetello (GR), in considerazione di uno sfruttamento industriale. *Nova Thalassia*, **7** (suppl. 3): 355-360.

LENZI M., BOMBELLI V., MICARELLI P. (1995) - Mutamenti dell'assetto vegetazionale in un corpo idrico costiero a scarso ricambio, in seguito ad attività di acquacoltura intensiva. Il caso del bacino di Frecciolosa (Laguna di Orbetello, Toscana, It.). *Biologi Italiani*, **25** (5): 31-38.

LENZI M. (1992) - Experiences for the management of Orbetello Lagoon: eutrophication and fishing. *Science of the Total Environment*, suppl.: 1189-1198.

MARA D.D. (1995) - Waste stabilization ponds: a review. In R. Ramadori, L. Cingolani, L. Cameroni (ed.) *Natural and Constructed Wetlands for wastewater treatments and reuse-experience, goals and limits*, Perugia: 149-156.

NAVIGLIO L., UCCELLI R., FALCHI G., LENZI M. (1988) - Risanamento della Laguna di Orbetello: indagine preliminare sulla distribuzione e abbondanza della vegetazione macrofitica. ENEA RT/PAS/88: 67 pp.

RASCHKE R. (1993) - *Guidelines for assessing and predicting eutrophication status of small Southeastern piedmont impoundments*. ESA Region IV. Environmental Services Division, Ecological Support Branch. Athens, GA, USA.

RYTHER J.H. e DUNSTAN W.M. (1971) - Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science,* **171**: 1008-1013.

T.E.I. Ingegneria dell'ambiente. (1989) - Intervento globale di risanamento delle lagune di Orbetello dal fenomeno di eutrofizzazione del corpo idrico. Rapporto finale. Ministero dell'Ambiente, Regione Toscana, Provincia di Grosseto.

VALDERRAMA J.C. (1981) - The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural water. *Mar. Chem.*, **10**: 109-122.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 465-472

S. Focardi, M.C. Fossi, C. Leonzio, S. Aurigi, S. Casini,
S. Corsolini, F. Monaci, C. Savelli

Università degli Studi di Siena, Dipartimento di Biologia Ambientale,
Via delle Cerchia 3 - 53100 Siena, Italia.

USO DI INDICATORI BIOLOGICI DELLA QUALITA' DELLE ACQUE PER LA GESTIONE DI ZONE UMIDE SALMASTRE AI FINI DELL'ACQUACOLTURA (LAGHI PONTINI)

BIOLOGICAL INDICATORS TO WATER QUALITY FOR AQUACULTURE UTILITY (PONTINI LAKES-CENTRAL ITALY)

Abstract

The aim of this study was to determine the levels of trace metals (Hg, Cd, Pb, Se, Fe, Zn, Cu, Cr, Ni), chlorinated hydrocarbons (PCBs, DDT and HCB) and the mixed function oxidase activities (MFO), in fish living in the Fogliano and Caprolace lakes (Central Italy), in order to assess the state of health of these environments. The species studied were: Chelon labrosus, Sparus aurata, Liza saliens, Liza aurata, Liza ramada, Mugil cephalus, Gobius niger *and* Solea vulgaris. *The MFO activity was determined through the test of BPMO, EROD and BROD; the inhibition of AChE and the accumulation of porfirines were also studied.*

Key-words: Trace Metals, Chlorinated Hydrocarbons, Biomarkers, Fish, Pontini lakes.

Introduzione

Questa ricerca si propone l'utilizzo di analisi biochimiche (biomarkers) e la determinazione dei livelli di metalli pesanti e di idrocarburi clorurati in alcune specie ittiche dei laghi di Fogliano e di Caprolace, allo scopo di dare una prima valutazione sul grado di contaminazione ambientale di alcune aree del sistema dei laghi Pontini. Lo scopo di questo studio è anche quello di contribuire allo sviluppo di indicatori ecologici da applicare al monitoraggio ambientale per la gestione di zone umide utilizzabili in acquacoltura. Questo studio è stato articolato in due fasi, nella prima (1994) è stata effettuata una indagine preliminare nel Lago di Fogliano con determinazione delle concentrazioni di elementi in tracce, idrocarburi clorurati e biomarkers in alcune specie ittiche del lago stesso. Nella seconda fase (anni 1995, 1996) l'indagine è stata estesa al lago di Caprolace utilizzando un'unica specie *Liza aurata,* considerata la più adatta per distribuzione, diffusione nei due ambienti e per le risposte fornite nella prima fase dello studio. Fra gli elementi in tracce sono stati determinati mercurio (Hg), piombo (Pb), cadmio (Cd), selenio (Se), ferro (Fe), zinco (Zn), rame (Cu), cromo (Cr) e nichel (Ni). E' stata valutata l'induzione del sistema enzimatico delle monossigenasi a funzione mista (MFO) già utilizzata, sia in ecosistemi marini che di acqua dolce, come biomarker della presenza di contaminanti liposolubili quali ad esempio gli idrocarburi clorurati (Addison, 1988). Per valutare il sistema MFO sono state misurate le attività etossiresorufina-o-deetilasi (EROD), benzossiresorufina-o-deetilasi (BROD) e benzopirene-monossigenasi (BPMO). Sono stati inoltre misurati i livelli della acetilcolinesterasi cerebrale (AChE), allo sco-

po di verificare eventuali inibizioni di questo enzima determinate dalla presenza nelle acque di xenobiotici quali i pesticidi organofosforici e i carbammati. Parallelamente ai biomarkers sono stati determinati gli idrocarburi clorurati esaclorobenzene (HCB), i policlorobifenili (PCB), il DDT ed i suoi metaboliti.

Materiali e metodi

Nel corso del 1994 sono stati effettuati due campionamenti, in tre aree del lago di Fogliano, durante i quali sono stati catturati organismi delle specie *Chelon labrosus* (n=7), *Sparus aurata* (n=8), *Liza saliens* (n=9), *Liza aurata* (n=9), *Liza ramada* (n=8), *Mugil cephalus* (n=9), *Gobius niger* (n=7), *Solea vulgaris* (n=7). Nel 1995 e nel 1996 il campionamento si è svolto anche nel lago di Caprolace, utilizzando come bioindicatore *Liza aurata.* Il campionamento ha interessato tre aree del lago di Fogliano (n=19) e tre aree del lago di Caprolace (n=20). Gli esemplari delle varie specie venivano sezionati immediatamente dopo la cattura, il fegato era conservato in azoto liquido e il muscolo veniva congelato a -20°C per le analisi chimiche.

Elementi in tracce

Le analisi di mercurio, selenio, cadmio e piombo sono state eseguite con uno spettrofotometro ad assorbimento atomico corredato con diversi tipi di atomizzatori; tutti gli altri elementi (Zn, Cu, Ni, Cr, Fe) sono stati determinati con un ICP Perkin Elmer. La precisione delle analisi descritte espressa come coefficiente di variazione (CV%) è risultata di 5 per il Hg, 12 per il Cd, 18 per il Pb, 25 per il Se e 10 per lo Zn. L'accuratezza è stata valutata con calibrazioni su standard internazionali certificati (NBS, IAEA). I risultati ottenuti presentavano oscillazioni di circa il 10% rispetto al risultato certificato.

Idrocarburi clorurati

I campioni sono stati sottoposti a digestione alcalina (KOH 1N in etanolo), seguita da cromatografia su colonna con gel di silice per isolare la frazione contenente i PCB, l'HCB e il DDT (Wakimoto *et al.*, 1971; Tanabe *et al.*, 1987). Le analisi sono state eseguite utilizzando un gas cromatografo Perkin Elmer mod. Autosystem, con rivelatore a cattura di elettroni al $_{63}$Ni e con colonne capillari di silice fusa a fase legata del tipo SBP-5 (Supelco) lunghe 30 m.

Biomarkers

Dopo l'isolamento della frazione microsomiale epatica, l'attività del sistema MFO è stata valutata attraverso i test della etossiresorufina-o-deetilasi (EROD) e della benzossiresorufina-o-deetilasi (BROD) secondo il metodo di Lubet *et al.* (1985). L'attività benzopirene-monossigenasi (BPMO) è stata valutata con la metodologia proposta da Kurelec *et al.* (1977), mentre i livelli della acetilcolinesterasi (AChE) sono stati determinati secondo il metodo di Ellman (1961). L'analisi di intermedi metabolici quali le porfirine epatiche è stata effettuata mediante spettrofotofluorimetria (Grandchamp *et al.*, 1980).

Risultati

Prima fase

I risultati relativi agli elementi in tracce, determinati nel fegato (Tab. 1), mostrano come le concentrazioni relative al mercurio siano in tutte le specie inferiori a 0,2 µg/g peso fresco con la concentrazione media più elevata (0,19 µg/g p.f.) *in Gobius niger.* Il cadmio non presenta concentrazioni di rilievo in

Tab. 1 - Concentrazioni medie (µg/g peso fresco) di elementi in tracce nel fegato di alcune specie ittiche del lago di Fogliano.
Mean concentration (µg/g w.w.) of trace elements in liver of fish from Fogliano lake.

Specie	Hg	Cd	Pb	Se	Fe	Zn	Cu	Cr	Ni
Chelon labrosus	0,08	0,09	1,10	0,92	176,2	46,75	175,8	0,43	1,54
Sparus aurata	0,09	<0,01	<0,01	3,93	193,1	55,00	211,9	<0,01	1,82
Liza saliens	0,10	0,16	0,69	1,53	413,1	74,55	479,7	2,32	6,45
Liza aurata	0,14	0,20	0,85	9,40	456,3	54,89	511,3	1,82	9,89
Mugil cephalus	0,13	0,21	0,70	6,09	605,4	112,1	656,8	0,16	2,81
Liza ramada	0,12	0,14	<0,01	7,48	568,8	59,9	639,5	1,51	6,92
Gobius niger	0,19	0,34	1,30	7,46	67,4	45,00	82,4	3,45	1,55

nessuna specie, mentre il piombo presenta una concentrazione massima di 1,3 µg/g p.f. *in Gobius niger.* Per quanto riguarda il piombo è noto dalla letteratura (Fowler, 1990) come questo metallo pesante tenda a concentrarsi nel sedimento e ad essere accumulato maggiormente negli organismi ad esso associati; *Gobius* niger è un pesce tipicamente bentonico e le concentrazioni di piombo osservate riflettono quindi il suo comportamento ecologico. Tra gli altri elementi analizzati non si osservano concentrazioni di particolare rilevanza ad eccezione del cromo che presenta un livello massimo di 3,45 µg/g p.f., anche in questo caso *in Gobius niger.*

I risultati relativi agli idrocarburi clorurati (Tab. 2), determinati nel muscolo delle varie specie, mostrano la presenza di esaclorobenzene (HCB), del pp'-DDT

Tab. 2 - Range di concentrazioni (ng/g peso fresco) degli idrocarburi clorurati nel muscolo di alcune specie ittiche del lago di Fogliano.
Concentration range (ng/g w.w.) of chlorinated hydrocarbons in muscle of fish from Fogliano lake.

Specie	Σ PCB	pp'DDE	Σ DDT	HCB
Solea vulgaris	3-674	0,3-156	0,5-177	0,01-1,00
Liza aurata	12-23	0,5-2,5	0,6-2,8	0,02-0,05
Liza saliens	60-150	1,0-1,5	2,0-4,0	0,02-0,03
Liza ramada	11-50	0,6-4,9	0,8-4,8	0,05-0,07
Mugil cephalus	7-31	0,3-1,2	0,4-1,4	0,01-0,04
Gobius niger	80-240	0,2-5,6	0,4-9,7	0,10-1,20

con il suo metabolita principale pp'-DDE e di numerosi congeneri dei policlorobifenili (PCB). Nel complesso si osserva un'ampia variabilità nei valori di tutti gli organoclorurati studiati; le specie in cui è evidente una maggiore omogeneità nei valori risultano Liza *aurata, Liza ramada e Mugil cephalus.* Il pp'-DDE presenta concentrazioni notevolmente più elevate rispetto alla somma totale del DDT e dei suoi metaboliti.

I valori dell'attività della benzopirene monossigenasi (BPMO), misurata nelle 6 specie di pesci del Lago di Fogliano, sono molto simili nelle 3 specie del genere *Liza* (Fig. 1), mentre *Mugil cephalus e Gobius niger* hanno attività leggermente inferiori, anche se il valore piu' basso (inferiore di circa un ordine di grandezza)

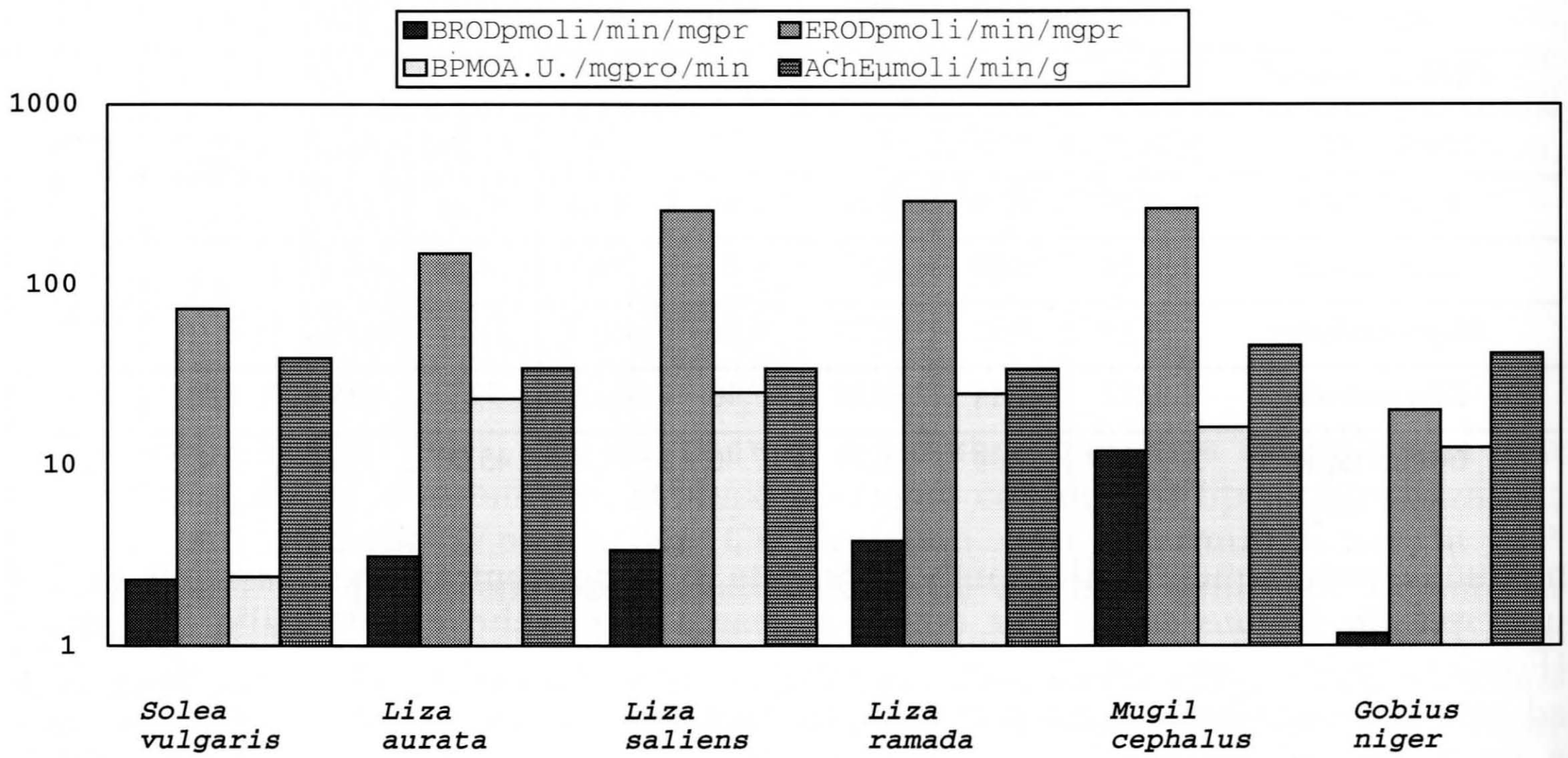


Fig. 1 - Attività enzimatiche misurate in alcune specie ittiche del lago di Fogliano.
Enzymatic activities in fish from Fogliano lake

è quello riscontrato nella *Solea vulgaris.* Quest'ultima specie presenta valori molto contenuti anche per le altre attività enzimatiche del sistema MFO studiate, EROD e BROD, che mostrano comunque i valori piu' bassi di attività *in Gobius niger.* EROD e BROD sono invece più elevate *in Mugil cephalus* e la EROD anche nelle tre specie del genere *Liza.* Risulta comunque evidente anche in questo caso una vicinanza di valori fra specie affini, in quanto i valori dell'attività BROD sono molto simili nelle tre specie di *Liza* e lo stesso accade per l'attività EROD in *Liza saliens* e in *Liza ramada.* Per quanto riguarda l'attività AChE, non sono emerse particolari differenze fra le varie specie esaminate, anche se le tre appartenenti al genere *Liza* mostrano anche per questo enzima valori molto simili.

Seconda fase

Nella seconda fase l'indagine è stata estesa al lago di Caprolace e, in base ai risultati ottenuti nell'anno precedente, è stato scelto come organismo bioindicatore la sola specie *Liza aurata* e le analisi svolte sono state di tipo chimico (idrocarburi clorurati) e biochimico (biomarkers).

L'analisi degli idrocarburi clorurati ha rilevato piccole variazioni fra i due laghi (Fig. 2) interessati da una contaminazione nell'ordine PCB>DDT>HCB. Questi risultati concordano con le analisi dell'anno precedente e mostrano che il lago di Fogliano è risultato avere livelli leggermente più elevati, con valori medi di 72 (±8,33) ng/g p.f. e 14,9 (±2,16) ng/g p.f. rispettivamente per i PCB e i DDT, rispetto a 46 (±21,13) ng/g e 9,6 (±6,8) ng/g nel lago di Caprolace.

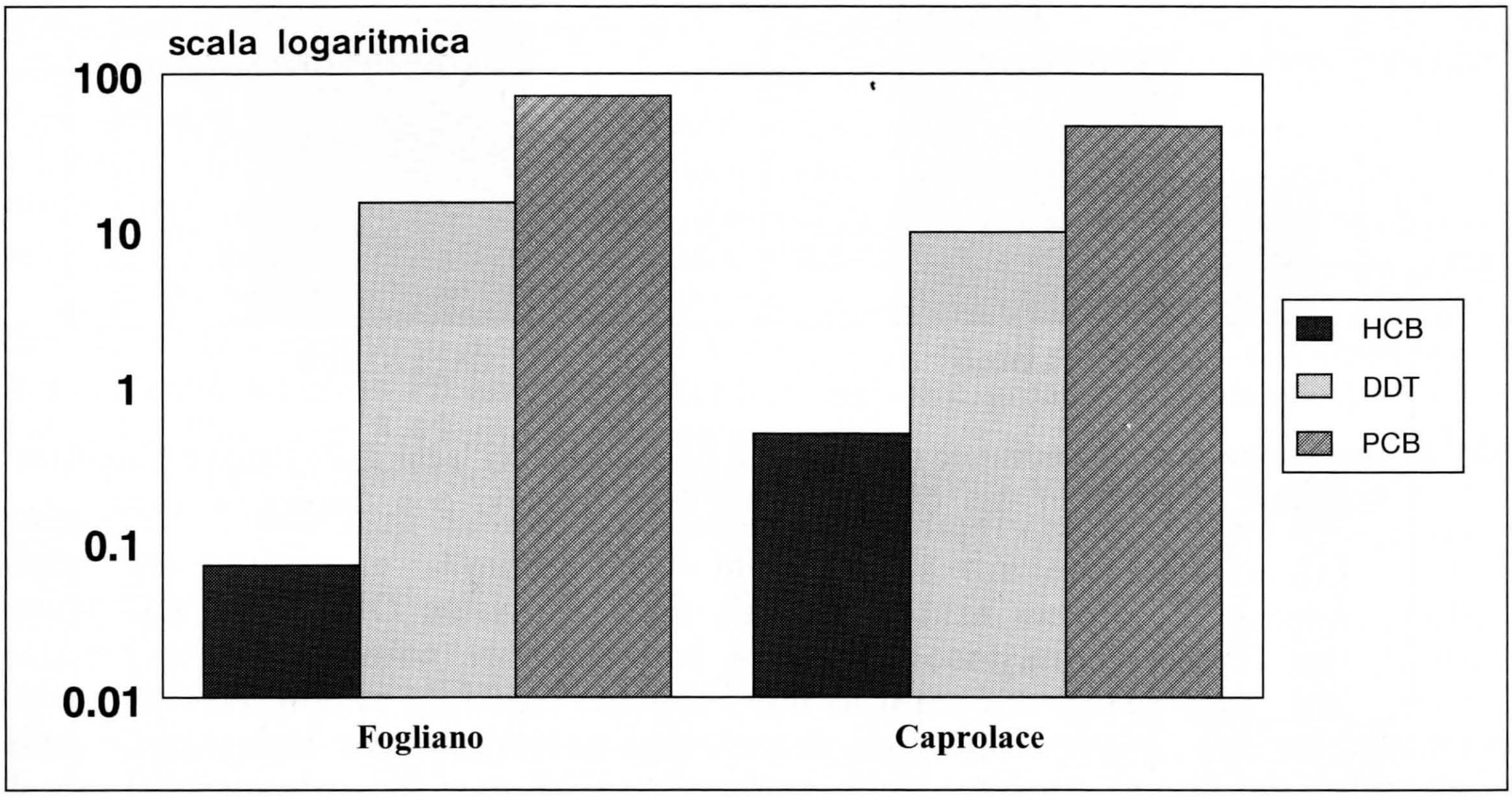


Fig. 2 - Concentrazione media (ng/g peso fresco) degli idrocarburi clorurati nel muscolo di *Liza aurata* dei laghi di Fogliano e Caprolace.
Mean concentration (ng/g w.w.) of chlorinated hydrocarbons in muscle of *Liza aurata* from Fogliano and Caprolace lakes.

I valori relativi ai biomarkers (Fig. 3) mostrano variazioni fra i due laghi relative ai valori dell'EROD dell'AChE e all'accumulo di porfirine totali, ad indicare uno stato di stress leggermento superiore negli organismi che vivono a Caprolace. Particolarmente interessante risulta la presenza di una correlazione inversa ($r=-0,999$; $p<0,001$) fra l'attività BROD e l'attività AChE; questo confermerebbe la presenza di composti xenobiotici di probabile origine agricola, inducenti l'attività del sistema MFO. Considerando che la bibliografia riporta come attività basali nelle specie ittiche valori molto vicini allo zero, e in alcuni casi non quantificabili (Goksoyr e Forlin, 1992), gli esemplari di *L. aurata* analizzati sembrano quindi essere interessati da un fenomeno di induzione a carico di tali attività.

Discussione e conclusioni

I risultati ottenuti in questa indagine hanno permesso di evidenziare la presenza di alcuni contaminanti di origine antropica in specie ittiche che vivono nei due laghi di Fogliano e Caprolace. Nella prima fase i valori determinati per gli elementi in tracce non evidenziano particolari anomalie dal punto di vista

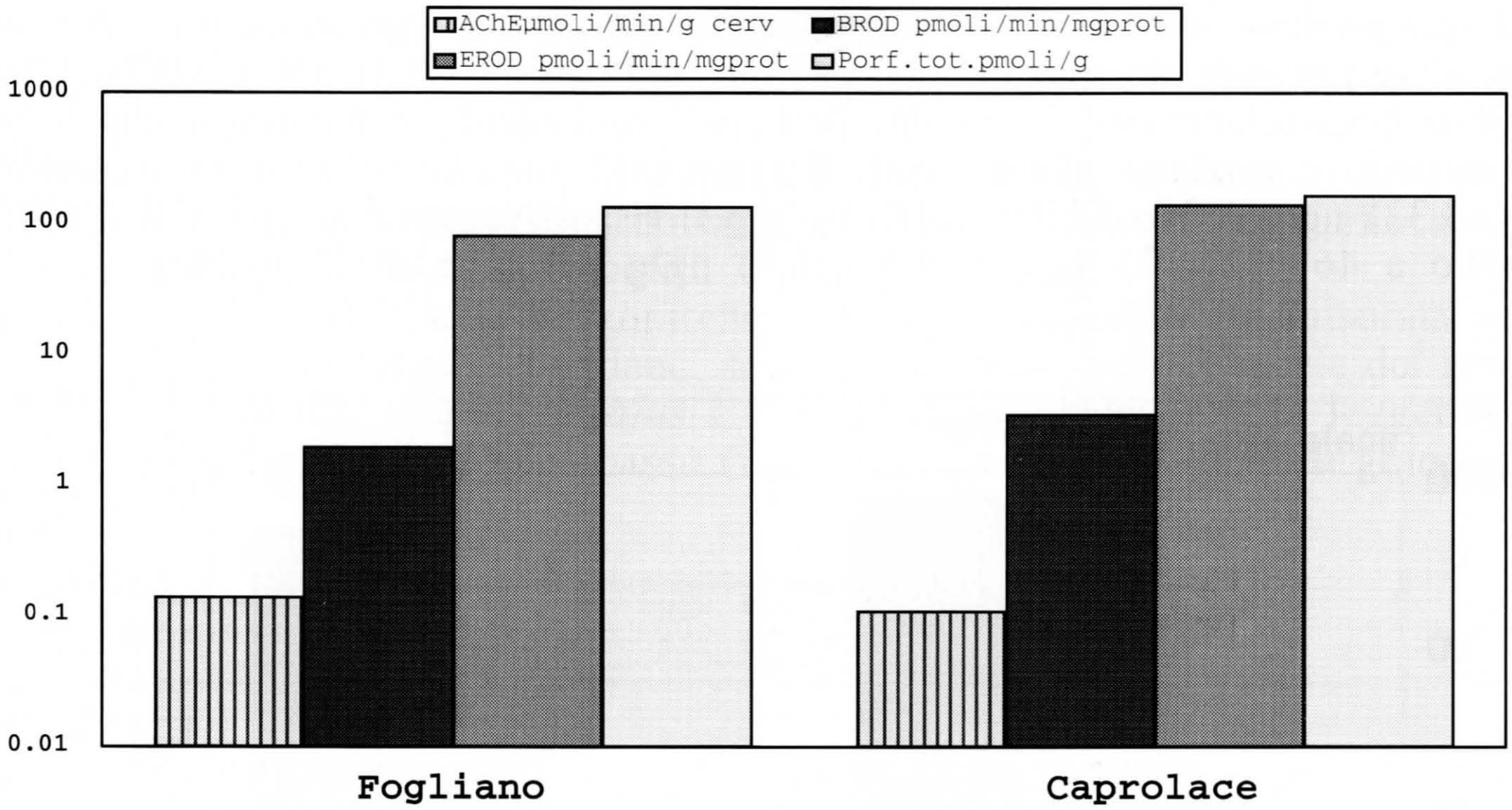


Fig. 3 - Attività enzimatiche misurate nel fegato di *Liza aurata* dei laghi di Fogliano e Caprolace.
Enzymatic activities in liver of *Liza aurata* from Fogliano and Caprolace lakes.

ecotossicologico. Le concentrazioni determinate nel fegato per il mercurio sono al di sotto del limite previsto dalla normativa CEE per la parte edibile che è pari a 0.5 µg/g p.f. (tenendo conto del fatto che in genere il fegato presenta concentrazioni più elevate di un fattore 2-5 rispetto al muscolo).

I dati relativi agli idrocarburi clorurati indicano una contaminazione maggiore da parte dei policlorobifenili; l'analisi dei metaboliti del DDT mostra che il pp'-DDE presenta le concentrazioni maggiori in tutte le specie. Quest'ultimo dato conferma il continuo decremento del principio attivo in seguito alla limitazione dell'uso, analogamente a quanto indicato da ricerche svolte in pesci del Tirreno (Focardi *et al.*, 1983).

Nella seconda fase è stato utilizzato come organismo bioindicatore *Liza aurata*. I risultati ottenuti mostrano una contaminazione leggermente superiore nel lago di Fogliano rispetto a quello di Caprolace; i valori dei PCB risultano comunque dello stesso ordine di grandezza di quelli determinati in specie ittiche del Tirreno meridionale (Focardi *et al.*, 1996).

Da questo studio, quindi, è emerso che le concentrazioni rilevate sono tali da far ritenere le acque dei due laghi qualitativamente adatte per una applicazione in acquacoltura. Anche se in presenza di valori limitati di contaminanti, si osserva comunque una induzione di alcune attività enzimatiche legate al metabolismo degli xenobiotici in genere.

Alcuni di questi biomarkers, ed in particolare EROD, AChE e porfirine, sembrano portare una informazione aggiuntiva rispetto alle analisi chimiche e suggeriscono un approfondimento di questi studi anche per comprendere meglio la loro applicabilità quali indici di valutazione della qualità delle acque di questo tipo di ambienti.

Summary

The aim of this study was to detect trace elements and chlorinated hydrocarbons levels and biomarker responses in fish living in Fogliano and Caprolace lakes. The state of health of these environment is investigated to assess suitable ecological indicators for water monitoring in aquaculture. This study was camed out in two parts. In the first one (1994) trace elements (Hg, Cd, Pb, Se, Fe, Zn, Cu, Cr, Ni) and chlorinated hydrocarbons (PCBs, DDT and HCB) concentration, MFO activities induction (7-ethoxyresorufin-*O*-deethilase (EROD), benzoxiresorufin-*O*-deethilase (BROD), benzopyrene-monoxigenase (BPMO)) and AChE inhibition were determined in species living in Fogliano lake (*Chelon labrosus, Sparus aurata, Liza saliens, Liza aurata, Liza ramada, Mugil cephalus, Gobius niger* and *Solea vulgaris*). In the second one only chlorinated hydrocarbons concentration and biomarkers responses (EROD, AChE and porfirines) were determined; the species analyzed was *Liza aurata* and the study was extended to Caprolace lake also.

In 1994 trace elements values were not of ecotoxicological relevance, in fact, the Hg liver concentrations were <0.2 µg/g w.w. in all species, Cd values were not relevant, whereas Pb and Cr concentrations were greater in *Gobius niger* with 1.3 µg/g w.w. and 3.45 µg/g w.w. respectively.

Chlorinated hydrocarbons were measured in muscle tissues of all species. The values detected in *Liza aurata*, *Liza ramada* and *Mugil cephalus* were of the same order of magnitude. Among DDT metabolites the *pp*'-DDE had a higher concentration. BPMO activities were similar in *Liza aurata, L. ramada* and *L. saliens*, whereas *Solea vulgaris* had lower concentration. EROD and BROD activities were higher in *Mugil cephalus* and in three species of Liza. *Liza aurata*, *Liza ramada* and *Liza saliens* showed a similar AChE inhibition.

In 1995-96 the chlorinated hydrocarbons concentrations were 72 (± 8) ng/g w.w. and 14,9 (± 2) ng/g w.w. for PCBs and DDT in *Liza aurata* from Fogliano lake and 46 (± 21) ng/g w.w. and 9,6 (± 6) ng/g w.w. in *Liza aurata* from Caprolace lake.

The values of EROD, AChE and porfirines were different between the lakes and weakly higher in organisms living in Caprolace than in Fogliano lake.

From the results of this study, the waters of Pontini lakes seemed to be suitable for aquaculture application.

Bibliografia

ADDISON R.F. (1988) - Biochemical effects of a pollutant gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **46**: 75-77.

ELLMAN G.L., COURTNEY K.D., ANDREAS V., FEATHERSTONE R.M. (1961) - A new rapid colorimetric determination of cholinesterase activity. *Biochem Pharmacol.*, **7**: 88-95.

FOCARDI S., LEONZIO C. (1983) - Metalli in tracce e idrocarburi clorurati negli organismi marini. *Tratto* da: "Esperimento Tevere. Influenza di un fiume sull'ecosistema marino prospiciente la sua foce". *Quad. Ist. Ric. Acque*, **66**: 321-328.

FOCARDI S., AURIGI S., CORSOLINI S. (1996) - Livelli di policlorobifenili e di pesticidi clorurati nell'ittiofauna delle isole Eolie. In: *Caratterizzazione ambientale marina del sistema Eolie e dei bacini limitrofi di Cefalù e Gioia (EOCUMM 1996), F. Faranda e P. Povero Eds.*: 491-504.

FOWLER S.W. (1990) - Critical review of selected heavy metals and chlorinated hydrocarbon concentrations in the marine environment. *Marine Environmental Research*, **29**: 1-64.

GOKSOYR A., FORLIN L. (1992) - The cytochrome P-450 system in fish, aquatic toxicology and environmental monitoring. *Aquatic Toxicology*, **22**: 287-311.

GRANDCHAMP B., DEYBACH J.C., DE VERNEUIL H., NORDMANN Y. (1980) - Studies of porphyrin synthesis in fibroblasts of patients with congenital erytropoietic porphyria and one patient with homozygous coproporphyria. *Biochimica et Biophysica Acta*, **629**: 577-586.

KURELEC B., BRITVIC S., RIJAVEC M., MULLER W.E.G., ZAHN R.K. (1977) - Benzo(a)pyrene monooxygenase induction in marine fish. Molecular response to oil pollution. *Mar. Biol.*, **44**: 211-216.

LUBET R.A., NIMS R.W., MAYER R.T., CAMERON J.W., SCHECHTMAN L.M. (1985) - Measurement of cytochrome P450 dependent dealkylation of alkoxyphenoxazones in hepatic S9s and hepatocyte homogenates: effects of dicumarol. *Mutation Research*, **142**: 127-131.

TANABE S., KANNAN N., WAKIMOTO T., TATSUKAWA R. (1987) - Method for the determination of three non-ortho chlorine substituted coplanar PCBs in environmental samples at part-per-trillion levels. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, **29**: 199-213.

WAKIMOTO T., TATSUKAWA R., OGAWA T. (1971) - Analytical methods of PCBs. *J. Environ. Pollut. Cont.*, **7**: 517-522. (in Japanese)

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 473-480

V. Zonno, T. M. Pagliara*, M. R. Vadrucci, C. Storelli

Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Lecce, Via Monteroni - 73100 Lecce, Italia.
*HYDRA Coop. – Lecce, Italia.

GESTIONE DEL BACINO COSTIERO DI ACQUATINA (FRIGOLE – LECCE, ITALIA) ATTRAVERSO SISTEMI DI ACQUACOLTURA ECOCOMPATIBILI

AQUACULTURE SYSTEMS MANAGEMENT IN THE ACQUATINA (FRIGOLE – LECCE, ITALY) ADRIATIC BRACKISH POND

Abstract

In the present paper, results on an experimental trial of semi-intensive fish culture of sea bream and sea bass, carried out in 2 closed areas in a South-Adriatic coastal pond, are presented. Furthermore, data on an extensive rearing of other euryhaline fish species, conducted in the rest of the pond, are shown. Results indicate that a sustainable exploitation of confined coastal areas could be reached trough the use of aquaculture systems with reduced environmental impact.

Key-words: fish-culture, semi-intensive aquaculture, coastal areas.

Introduzione

La salvaguardia di lagune, stagni e bacini costieri, e la loro valorizzazione attraverso la corretta integrazione delle attività svolte, è un tema che sta assumendo sempre più una importanza primaria nell'ambito delle politiche ambientali tendenti alla tutela della fascia costiera (Cataudella *et al.*, 1995). Le attività che più di tutte possono contribuire alla conservazione di questi ambienti, sono quelle legate alla gestione del territorio ai fini della produzione ittica.

Nell'ambito di un programma di interventi per il recupero ambientale e la valorizzazione produttiva di ambienti confinati costieri in Provincia di Lecce, l'Università di Lecce da alcuni anni è impegnata nella gestione del bacino costiero di Acquatina (Frigole-Lecce) al fine di intensificare la ricerca scientifica e tecnologica nel campo della pesca e dell'acquacoltura.

Il bacino di Acquatina, situato a 15 Km da Lecce sul versante Adriatico della Penisola Salentina, ha una estensione di circa 45 ha e una profondità media di 1,2 m. Il bacino è dotato di 3 foci; attualmente il principale collegamento con il mare è rappresentato da un canale poco profondo, largo 15 m e lungo circa 400 m, essendo la seconda foce interrata ormai da lungo tempo; inoltre il bacino riceve apporti di acqua dolce attraverso il canale Giammatteo e una serie di canali di drenaggio e polle risorgive affioranti lungo tutto l'argine occidentale.

Per quanto riguarda il suo stato trofico, studi precedenti hanno permesso di classificare questo ambiente come "oligo-mesotrofico" (Vadrucci *et al.*, 1995).

Il bacino, utilizzato in passato per pratiche di acquacoltura estensiva (De Leo, 1978; Rossi e Corbari, 1982; Lumare *et al.*, 1994), è caratterizzato dalla presenza di un'ampia varietà di specie ittiche marine eurialine ma da una bassa resa totale (Rossi e Corbari, 1982).

L'intervento specifico descritto in questo lavoro, realizzato dal Dipartimento di Biologia in collaborazione con una cooperativa locale (Hydra Coop), si po-

neva come obiettivo prioritario l'incremento della produzione ittica totale del corpo idrico, attraverso l'impiego di sistemi di allevamento di tipo semi-intensivo ed estensivo di specie ittiche eurialine.

La prova riguardante l'allevamento semi-intensivo è stata condotta su 2 specie (orata e spigola), utilizzando strutture semplici e facilmente rimovibili per il confinamento dei pesci mentre l'allevamento estensivo ha riguardato la restante parte del bacino.

Materiali e metodi

15000 avannotti di spigola (*Dicentrarchus labrax*) (taglia 7.9±1.6 g) e 18000 di orata (*Sparus aurata*) (taglia 10.7±3.1 g) riprodotti in condizioni controllate e provenienti da 2 avannotterie locali, sono stati seminati in due recinti di 1600 mq (circa 2000 mc) cadauno.

I recinti, di forma quadrata, sono stati realizzati direttamente nel corpo idrico, in prossimità di una delle foci, utilizzando reti in nylon di maglia appropriata sorrette da pali in castagno.

La densità iniziale è stata di 7,5 ind./mc per la spigola e 9 ind./mc per l'orata. I pesci sono rimasti nei recinti originari per tutto il periodo della prova sperimentale.

L'alimentazione era rappresentata da un mangime commerciale estruso con dichiarazione di impatto ambientale (fornita dalla Ditta produttrice); la somministrazione dell'alimento avveniva manualmente in due razioni giornaliere. La quantità di mangime somministrato (R, %) è stata calcolata mediante la seguente equazione:

$$R\ (\%) = G + (50\%\ \text{di}\ G)$$ (Pagliara *et al.*, 1994)

dove G rappresenta il tasso di accrescimento giornaliero calcolato secondo la formula (Brett, 1979):

$$G = \ln W - \ln Wo$$

Il peso medio giornaliero dei pesci (W) veniva stimato in funzione della temperatura dell'acqua secondo la formula (Pagliara *et al.*, 1994):

$$W = 0.9 * 10^{-8} (a + \Sigma T')^{3.6231*(a + \Sigma T')b}$$

dove

T' = Temperatura giornaliera (°C) - Temperatura minima di accrescimento (10 °C per la spigola e 11 °C per l'orata).

I valori di a e b all'inizio della sperimentazione erano uguali a quelli proposti da Pagliara *et al.* (1994) per l'allevamento della spigola in gabbie galleggianti. Successivamente, in seguito alla effettuazione di campionamenti casuali di individui per la determinazione del peso medio e per l'accertamento dello stato nutrizionale e sanitario dei pesci, i valori di a e b sono stati opportunamente aggiornati.

I parametri di accrescimento R (%) (quantità di alimento realmente distribuito), G (%) (tasso medio di accrescimento relativo giornaliero) e K (efficienza

di conversione) sono stati calcolati mediante le formule proposte da Tsevis *et al.* (1992):

$$R = F * 100/(t*(Wo + Wt + W')/2)$$
$$G = (Wt + W' - Wo) *100 / (t*(Wo + Wt + W')/2)$$
$$K = G/R$$

dove
F = quantità totale di alimento somministrato nel periodo di tempo t
t = tempo in giorni
Wo = peso medio iniziale dei pesci (g)
Wt = peso medio finale dei pesci (g)
W' = peso medio dei pesci morti nel periodo di tempo t (g).

I dati mostrati rappresentano la media ± ES di un campione di circa 100 individui.

Quotidianamente sono stati rilevati all'interno dei recinti i valori di temperatura e ossigeno disciolto; inoltre dati aggiuntivi relativi alla temperatura, ossigeno disciolto e salinità sono stati ottenuti per mezzo di una centralina multiparamentrica posta in una stazione fissa al centro del corpo idrico.

Le produzioni ottenute in estensivo sono state calcolate valutando le catture, per gruppi di specie, in un lavoriero artigianale, realizzato con reti in nylon e pali in castagno in prossimità della foce principale.

Risultati

I dati riferiti ai parametri di accrescimento dell'orata sono mostrati nella Tabella 1. Dopo 444 giorni di allevamento il lotto aveva raggiunto una taglia di g 348±7.8; l'efficienza di conversione complessiva è stata del 79% (F.C.=1.51:1) mentre l'efficienza massima (115%) si è raggiunta nel periodo iniziale di allevamento (agosto 95–ottobre 95) e quella minima (37%) nel periodo invernale. La sopravvivenza complessiva è stata del 56%.

Tab. 1 - Parametri di accrescimento registrati durante il ciclo di allevamento semi-intensivo dell'orata, effettuato in un recinto di rete nel bacino di Acquatina.
Growth parameters registered during the sea bream semi-intensive culture cycle carried out at Acquatina.

DATA	PESO MEDIO g	MANG PERIODO Kg	N. IND. IN ALL.	BIOM. Kg	N. gg	R %	G %	K %
24/08/95	10,7	0	18000	192,6	0	0	0	0
28/10/95	53,2	664	17000	904,4	64	1,80	2,08	115
26/02/96	61,9	395	12000	742,8	121	0,33	0,12	37
21/06/96	135	951	10000	1350	116	0,69	0,64	92
12/11/96	348	2954	10000	3480	143	0,86	0,62	72
TOTALE	348	4964	10000	3480	444	0,52	0,41	79

Per quanto concerne il lotto di spigole, nel mese di dicembre 96, dopo 492 giorni di allevamento, il peso medio è risultato pari a g 300±8.1. I parametri standard di accrescimento non sono stati attualmente calcolati in quanto il ciclo di allevamento è tuttora in corso. Le curve di crescita per entrambe le specie, in funzione del tempo di allevamento, sono riportate in Fig. 1.

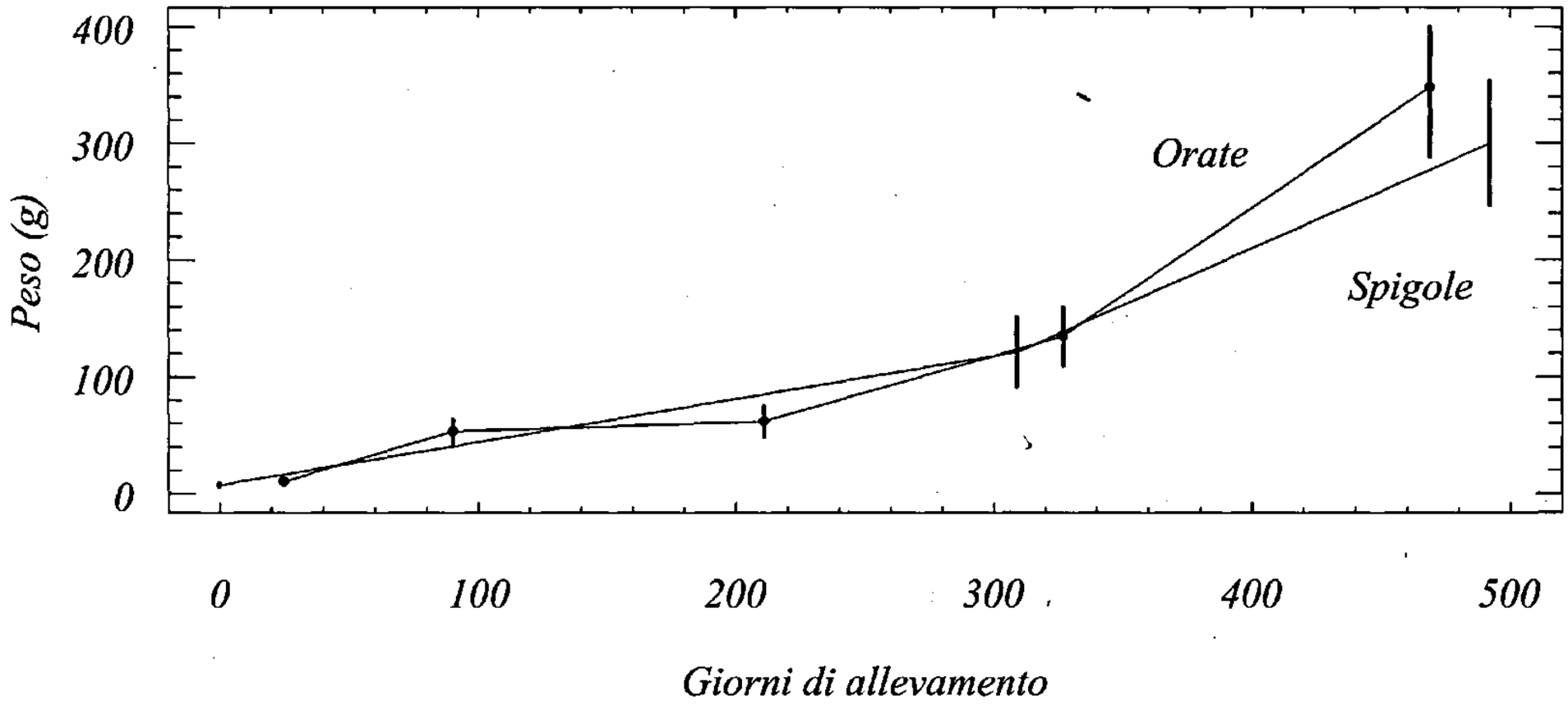


Fig. 1 - Curve di crescita di orata e spigola.
Sea bream and sea basss growth rate.

L'analisi di regressione non lineare, rispettivamente per le orate e per le spigole, riferita ai pesi medi registrati in funzione della temperatura cumulata, è mostrata nelle Fig. 2 e 3.

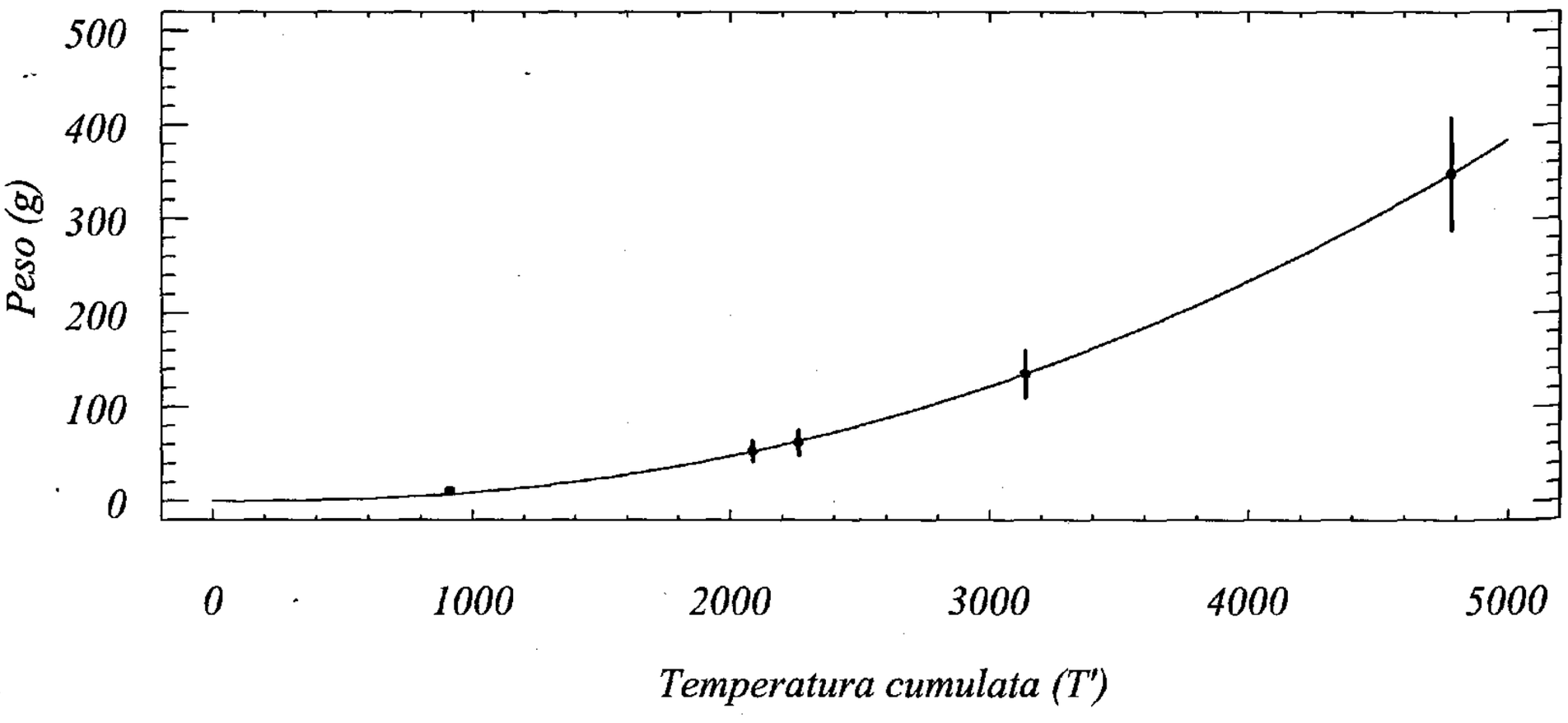


Fig. 2 - Regressione non lineare dei pesi medi (media±ES) registrati per l'orata in funzione delle temperature cumulate.
Non-linear regression of sea bream weights (mean±SE) in dependence of the sum of temperatures.

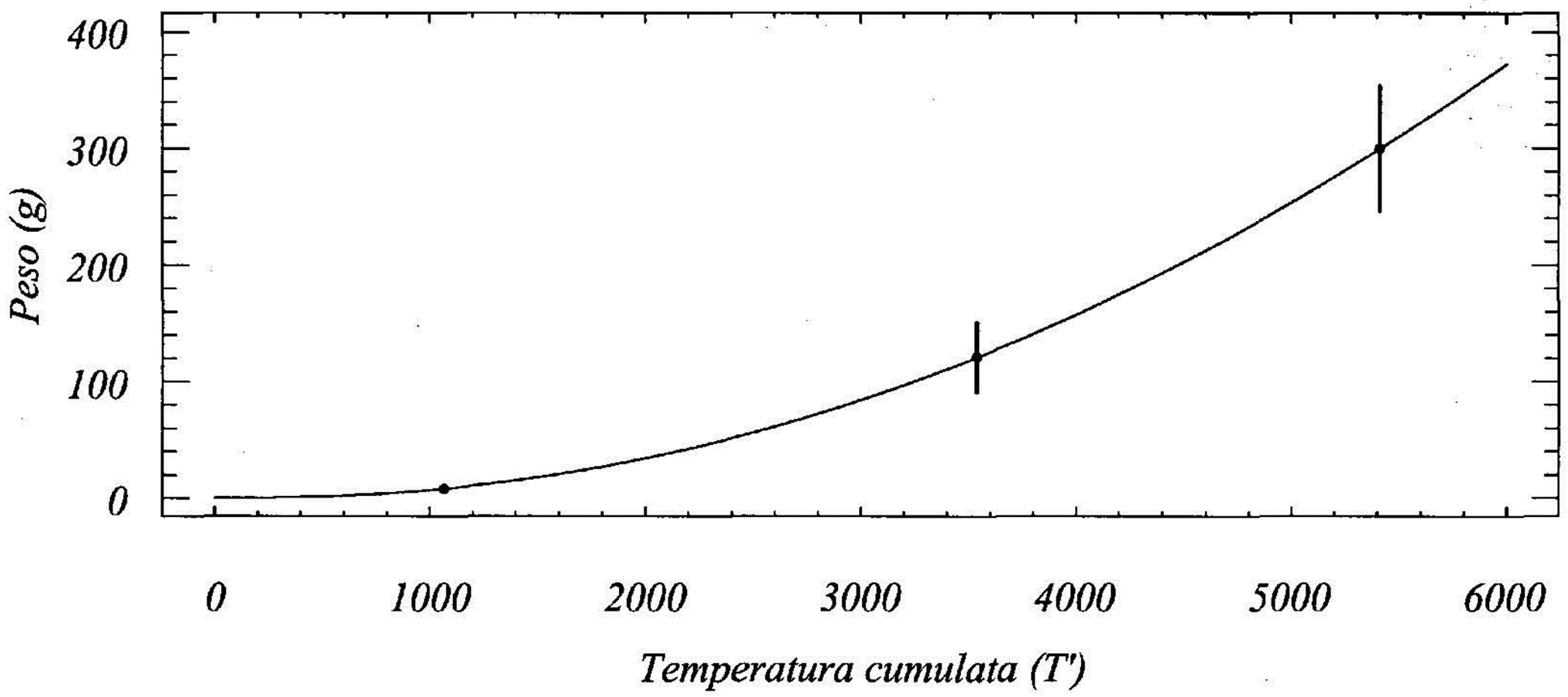


Fig. 3 - Regressione non lineare dei pesi medi (media±ES) registrati per la spigola in funzione delle temperature cumulate.
Non-linear regression of sea bass weights (mean±SE) in dependence of the sum of temperatures.

Di seguito si riportano i valori dei parametri per l'orata:
a (T' cumulata fino alla taglia di semina) = 914±33ES
b = -0.0272±0.0001 ES
R^2 (4 d.f.)= 0.999719

e per la spigola:
a (T' cumulata fino alla taglia di semina) = 1069±9.7ES
b = -0.02921±0.00002 ES
R^2 (2 d.f.)= 0.999996

Nella Fig. 4 sono riportati i dati riferiti alla produzione ittica complessiva del bacino, relativi all'anno solare 1996. I valori in percentuale della produzione dell'estensivo, per i singoli gruppi di specie, sono stati ottenuti valutando le catture

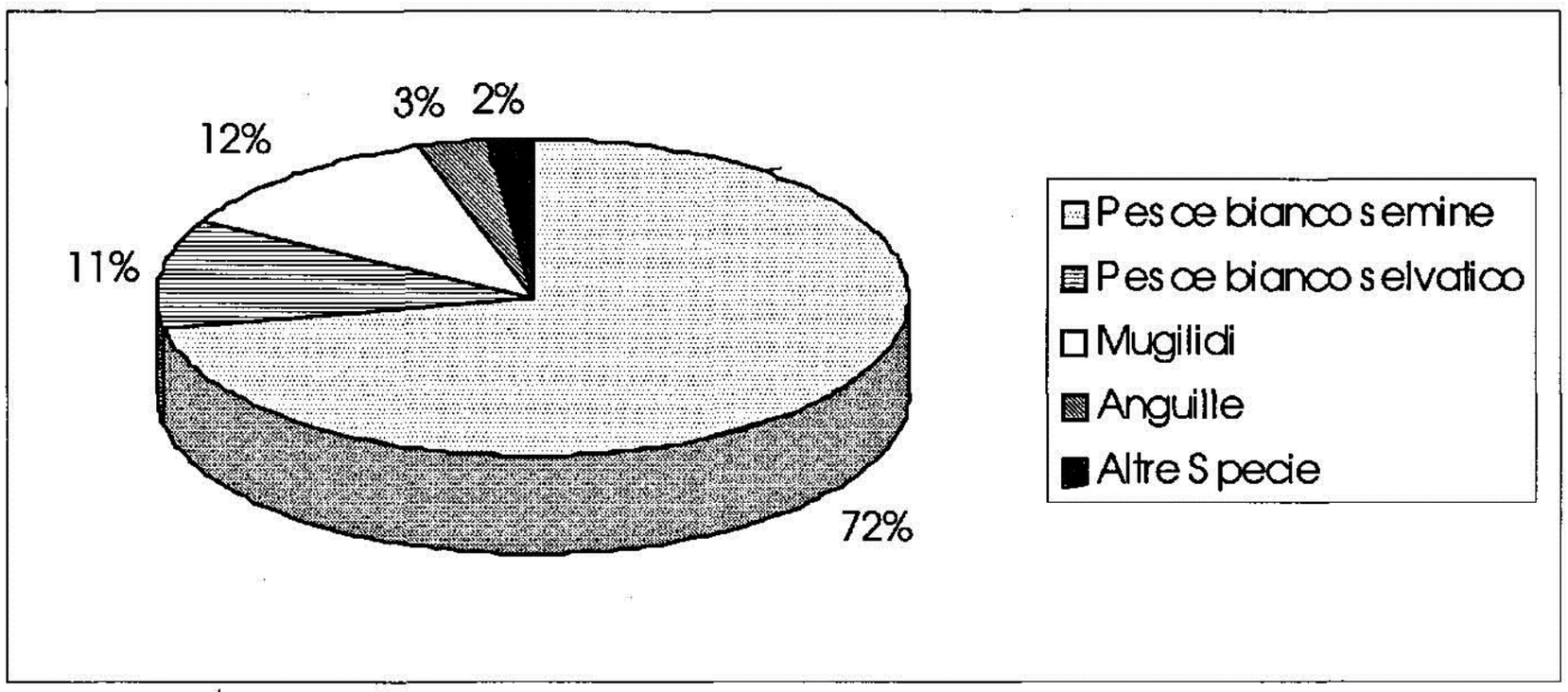


Fig. 4 - Produzione ittica totale del bacino di Acquatina nel 1996.
Acquatina total fish production in 1996.

degli individui nel lavoriero a partire dal mese di ottobre e fino a dicembre 96. Il dato finale comprendente la produzione in semi-intensivo ed estensivo, è risultato pari a 78 Kg/ha/anno. L'incidenza della produzione ottenuta con la prova sperimentale in semi-intensivo è stata pari 72 % della produzione totale.

Discussione e conclusioni

L'incremento della produzione ittica totale di Acquatina, da 31 Kg/ha/anno (Rossi e Corbari, 1982) a 78 Kg/ha/anno, è stato ottenuto attraverso l'attuazione di interventi di costo contenuto e a basso impatto sull'ambiente circostante. Infatti le strutture impiegate, reti e pali in castagno, sono risultate economiche, di semplice gestione e manutenzione, facilmente rimovibili e non hanno deturpato la visuale generale dell'area. Inoltre il sistema di allevamento utilizzato, con l'impiego di mangime artificiale estruso, non ha influenzato negativamente sul livello trofico del bacino. Infatti l'analisi di alcuni parametri (fosforo e azoto inorganico, produzione primaria, clorofilla a) durante l'intera prova sperimentale, non ha evidenziato una sostanziale variazione del livello trofico rispetto agli anni precedenti (dati mostrati in un altro lavoro in questo stesso Convegno) (Vadrucci *et al.*, 1998).

La produzione ittica relativa al solo estensivo (22 Kg/ha/anno) è probabilmente sottostimata rispetto alle attuali potenzialità del bacino; questo perché la natura stessa del corpo idrico e la sua conformazione condizionano fortemente le tecniche di cattura abbassando la loro efficienza. La produzione totale, in termini di resa finale (semi-intensivo ed estensivo), inoltre, è sicuramente suscettibile di ulteriore miglioramento in quanto numerose sono state, in questa prima fase, le cause che hanno provocato significative perdite di prodotto.

Di particolare rilevanza sono state l'insorgenza di una patologia (malattia invernale) che ha colpito le orate in allevamento e la presenza, nell'intera area e per un periodo piuttosto prolungato, di una colonia di uccelli ittiofagi (principalmente cormorani, circa 50 nell'inverno del 1995 e 500 nel 1996) che ha esercitato una intensa predazione, anche se non quantificabile, principalmente sulle specie presenti nell'estensivo.

La prova di accrescimento, in semi-intensivo dell'orata, ha dato dei risultati positivi in quanto si è potuto raggiungere la taglia di mercato (circa 350 g) in un tempo relativamente breve (14 mesi) con un fattore di conversione ottimale (1.5:1). Questo è stato possibile perché, soprattutto all'inizio del ciclo, i pesci hanno potuto integrare l'alimentazione artificiale, con cibo naturale presente nel bacino; tale ipotesi è suffragata dal dato di efficienza alimentare (115 %) ottenuto nei primi mesi di allevamento. Per quanto riguarda la spigola, sebbene i dati siano ancora solo parziali, il risultato ottenuto, in termini di velocità di crescita, è comparabile a quello ottenuto da Tancioni *et al.* (1996) in un intervento similare nella laguna di Lesina (FG).

Il modello previsionale originario applicato si è rivelato efficiente sia per la spigola che per l'orata, dopo le opportune correzioni per quest'ultima specie.

In conclusione, i risultati ottenuti in questa prima fase di gestione integrata del bacino costiero di Acquatina, indicano che l'impiego di sistemi di acquacoltura a basso costo ed a ridotto impatto ambientale può rappresentare un valido strumento per il recupero e la valorizzazione produttiva di ambienti confinati costieri.

Summary

In order to promote a sustainable exploitation of coastal ponds and basins, a specific research project dealing with the aquaculture of euryhaline fish species was carried out at Acquatina (Frigole-Lecce), a brackish pond on the Adriatic coast of the Salento peninsula (South-East of Italy). In this paper, data on an experimental trial of semi-intensive fish culture of 2 commercial species are presented. The rearing cycle was carried out directly in Acquatina pond, in 2 closed areas obtained using nylon nets and wooden stakes.

In summer 1995, 2 stocks of fishes, 15000 sea bass (Dicentrarchus labrax) (weight g 7.9±1.6) and 18000 sea bream (Sparus aurata) (weight g 10.7±3.1) frys, were transplanted into 2 areas of 1600 square meters each. For whole period of the experience trial, fishes were fed twice a day with commercial extruded feed at a predetermined ration. After 14 months, sea-breams reached the final weight of g 348±7.8. Growth parameters gave the following results: R (Daily rate of feeding)=0.51 %; G (Daily rate of growth)=0.40 % and K (Feed efficiency)=78 %. As regards the sea bass stock, after 17 months of rearing a weight of 300±8.1 g was obtained.

These actions combined with the extensive rearing of other fish species in the rest of the pond, led to a total year yield of 78 Kg/ha/year in 1996 with respect to a previous value of 31 Kg/ha/year.

These results indicate that semi-intensive rearing of euryhaline fish species, conducted in simple and easily handling structures and under controlled conditions, could represent an useful tool for the sustainable exploitation of confined coastal areas.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare la D.ssa Roberta Demitri per l'eccellente assistenza tecnica. Programma di ricerca cofinanziato dalla UE, Mi.P.A., Provincia di Lecce e Università di Lecce, nell'ambito dell'Iniziativa Comunitaria "PESCA" (Progetto 66/I.P.).

Bibliografia

BRETT J.R. (1979) - Environmental factors and growth. In: W.S. Hoar and D.J. Randall (Editors), *Fish Physiology, Vol. VIII*. Academic Press, New York, NY: 599-675.

CATAUDELLA S., CANNAS A., DONATI F., ROSSI R. (1995) - Elementi per l'identificazione di un modello di gestione conservativa delle lagune costiere attraverso l'uso multiplo delle risorse. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 9-19.

DE LEO P. (1978) - *Le carte del Monastero dei SS. Nicolò e Cataldo in Lecce (sec. XI-XVII)*, Lecce: 314 pp.

LUMARE F., ANDREOLI C., BELMONTE G., CASOLINO A., COTTIGLIA M., DAROS I.,PISCITELLI G., TANCIONI L. (1986) - Growing studies on *Penaeus japonicus* (Decapoda, Natantia) in management and environmental conditions. *Riv. Ital. di Piscicoltura e Ittiopatologia,* **21** (2): 42-58.

PAGLIARA T.M., SOLINAS P.L., VIALE I., SALATI F., MARCIALIS A., MARINO G. (1994) - Primi risultati di un modulo sperimentale per la spigola (*Dicentrarchus labrax*) in gabbie galleggianti. *Biol. Mar. Medit.,* **1** (1): 431-436.

TANCIONI L., MACCARONI A., MAMONE R., MASSA F., RAMPACCI M. (1996) – Sperimentazione di tecniche di acquicoltura ecocompatibili. *Comunicazione al Convegno "La*

Ricerca Scientifica e Tecnologica per lo Sviluppo Compatibile della Pesca e della Maricoltura", Fano (Pesaro - Italy) 21-22 Novembre 1996.

TSEVIS N., KLAOUDATOS S., CONIDES A. (1992) - Food conversion budget in sea bass, *Dicentrarchus labrax*, fingerlings under two different feeding fequency patterns. *Aquaculture,* **101**: 293-304.

VADRUCCI M. R., DECEMBRINI F., MAGAZZU' G. (1995) - Ruolo limitante del fosforo sulla produzione primaria nello stagno salmastro di Acquatina. *Atti S.It.E.,* **16**: 225-228.

VADRUCCI M.R., MELE S., MARRA P., ZONNO V., MAGAZZU' G. (1998) - Evoluzione del livello trofico dello stagno di Acquatina (Lecce) dal 1991 al 1996. *Biol. Mar. Medit.* **5** (1): 652-657.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 481-483

S. Canese, F. Barbato, F. Moretti, S. Misiti, F. Laconi, K. Rana*

ENEA Inn/Bioag-Pan - 00060 S. Maria di Galeria, Roma, Italia.
*University of Stirling, Scotland.

CRIOCONSERVAZIONE DELLO SPERMA DI *SPARUS AURATA* E VALUTAZIONI PRELIMINARI DI FERTILITÀ

CRYOPRESERVATION OF *SPARUS AURATA* SEMEN AND PRELIMINARY FERTILITY EVALUATIONS

Abstract

Semen from gilthead seabream was successfully cryopreserved when diluted 10:75:15 (semen: diluent: cryoprotectant), using DMSO as cryoprotectant and NaCl 1% solution as diluent, and frozen in LN2 vapours at 4,3 cm from LN2 surface as long as 10' and immediately plunged in it. Cryopreserved sperm fertility has been evaluated mixing ten batches of 165±6 (mean±standard error) freshly collected mature oocytes with 260.000± 9.000 thawed spermatozoa/oocyte in 2,4 ml of seawater; two times (5' and 10') of gamete contact have been tested before incubation in 500 ml beakers filled with seawater at 17,5 °C. Best results have been obtained in 5' batches: 44% and 59% of embryos after 66 h of hatched larvae and incubation.

Key-words: *Sparus aurata*, semen-preservation, freezing, artificial-insemination.

Introduzione

La crioconservazione dello sperma, messa a punto originariamente per animali terrestri, è una pratica interessante da applicare anche in acquacoltura. Tale pratica consentirebbe, ad esempio, l'ibridazione tra specie compatibili ma con periodo fecondo non sovrapponibile, l'autofecondazione nelle specie dotate di emafroditismo proterandrico, quali l'orata, la conservazione del seme di individui selezionati per caratteristiche di eccellenza, la conservazione di patrimoni genetici minacciati di estinzione, e faciliterebbe il movimento di materiale genetico tra le strutture deputate alla riproduzione artificiale. Con il seme crioconservato, inoltre, si possono ottenere uova fecondate in assenza di riproduttori maschi e, mediante l'impiego dell'androgenesi unita a trattamenti ormonali per l'inversione del sesso, sarebbe possibile ricostituire uno stock di riproduttori a partire dal patrimonio genetico dei soli gameti maschili scongelati. La crioconservazione del seme, oggetto di numerose ricerche nei salmonidi (Scott e Baynes, 1980), nei teleostei marini è stata indagata piuttosto limitatamente (Chereguini *et al.*, 1997; Gwo *et al.*, 1991). Inoltre, nella maggior parte della letteratura disponibile non vengono riportati alcuni dei fattori fondamentali quali concentrazione e tempo di equilibrio del crioprotettore, velocità di raffreddamento, modalità di scongelamento, tasso di diluizione dello sperma nel corso della fecondazione artificiale, quantità delle uova (Billard, 1984), rapporto spermatozoi/uovo e tempo di contatto tra i gameti (Suquet *et al.*, 1995). L'orata, *Sparus aurata*, è diventata, negli ultimi anni, il teleosteo marino più importante per l'acquacoltura del Mediterraneo e lo scopo del presente lavoro è quello di fornire un contributo allo sviluppo di un protocollo semplice ed affidabile per la crioconservazione e la valutazione della fertilità dello sperma di questa specie.

Materiali e metodi

Sono stati utilizzati per il prelievo dei gameti riproduttori di orata di due e tre anni di età provenienti da un impianto di allevamento in gabbie galleggianti e successivamente posti per più di un anno in un impianto di stabulazione a ricircolo. I riproduttori sono stati mantenuti a digiuno nei tre giorni precedenti il prelievo del seme (Rana, 1995), onde evitare contaminazioni fecali dello stesso; venivano, quindi, anestetizzati e sottoposti a premitura addominale assistita. Per consentire il riconoscimento dei donatori di seme, gli stessi sono stati marcati con una soluzione colorata per tatuaggi umani iniettata sotto le scaglie della regione dorsale. Lo sperma (densità media $14 \cdot 10^9$ spermatozoi/ml), raccolto in provette di polipropilene è stato sottoposto ad una valutazione della motilità, dopo attivazione con acqua di mare, e mantenuto su ghiaccio fino al congelamento. I campioni di sperma, provenienti da esemplari diversi, che hanno mostrato motilità pari a V (Chambeyron e Zohar, 1990) sono stati uniti per ottenere un campione omogeneo. Questo è stato mescolato con il diluente (soluzione di NaCl 1% in acqua distillata) e con il crioprotettore (DMSO), in rapporti rispettivamente pari a 10: 75: 15 e successivamente posto su letto di ghiaccio per un tempo di equilibrio pari a 15'. In seguito si è proceduto al congelamento in paillettes da 0,5 ml ponendo le stesse per 10' in vapori di LN_2 ad una distanza di 4,3 cm dalla sua superficie, utilizzando un contenitore di polistirolo coperto ed un rack per paillettes; successivamente si è eseguito il passaggio in LN_2. Gli oociti, provenienti da una sola femmina, sono stati mantenuti in una capsula petri a temperatura ambiente (20°C) e a secco per 30' prima della fecondazione. Lo scongelamento dello sperma è avvenuto in bagno a 28 °C per 20". Per la valutazione della fertilità lotti di 165 ± 6 (media$\pm$errore standard) oociti sono stati suddivisi in due gruppi: gruppo A composto da 4 lotti sottoposti al solo controllo finale; gruppo B composto da 6 lotti sottoposti anche ad 1 o 2 controlli intermedi. La fecondazione artificiale è stata effettuata aggiungendo ai 10 lotti di oociti lo sperma scongelato in un rapporto di 260.000 ± 9.000 spermatozoi/oocita, in 2,4 ml di acqua di mare. In 2 lotti del gruppo A e 3 lotti del gruppo B il tempo di contatto tra i gameti è stato di 5', mentre nei restanti è stato di 10'. I lotti sono poi stati immessi in 10 beaker contenenti 500 ml di acqua di mare, mantenuti alla temperatura costante di 17,5°C e dotati di moderata areazione.

Risultati

Prima della fecondazione è stata effettuata una valutazione della motilità degli spermatozoi scongelati e la stessa è risultata pari a IV (Chambeyron e Zohar, 1990) dopo attivazione con acqua di mare. Dopo 61 h di incubazione nel gruppo B sono state registrate percentuali di embrionatura (uova embrionate + larve schiuse) comprese tra 14 e 38%. Dopo 66 h di incubazione nel gruppo A la percentuale di embrionatura risultava di 17-59% (Tab. 1). In ambedue i gruppi le percentuali di embrionatura più elevate sono state quelle rilevate per il tempo di contatto dei gameti più breve (5').

Conclusioni

I risultati confermano l'efficacia di un sistema semplice ed economico come quello descritto per la crioconservazione dello sperma di orata e la valutazione

Tab. 1 - Percentuali di embrionatura ottenute mediante inseminazione di uova appena prelevate con sperma crioconservato in LN_2 per 2 h (numero di larve schiuse ed embrioni, 61-66 h dopo l'inseminazione).

Percentages of embryos obtained by inseminating freshly collected oocytes with cryopreserved sperm stored as long as 2 h in LN_2 (number of hatched larvae and embryos, 61-66 h after insemination).

Tempo di contatto tra i gameti (')	Gruppo	Numero manipolazioni intermedie	Numero totale delle uova	Numero embrioni + larve schiuse	Percentuale di embrionatura: (larve+embrioni)/ totale uova
5	A	0	145	85	59
5	A	0	160	71	44
5	B	1	194	52	27
5	B	1	143	24	17
5	B	2	160	60	38
10	A	0	194	33	17
10	A	0	159	35	22
10	B	1	148	50	34
10	B	1	166	37	22
10	B	2	184	25	14

della sua fertilità. Pratico si è dimostrato il sistema di marcatura che consente di identificare i riproduttori senza necessità di manipolazioni. Per quello che riguarda il tempo di contatto tra i gameti, i risultati indicano, in accordo con quanto riportato in letteratura per il rombo chiodato (Suquet *et al.*, 1995), una maggiore percentuale di embrionatura per i lotti da 5', probabilmente dovuta al maggiore effetto tossico del DMSO nel caso dei lotti da 10'. Tuttavia, l'esiguo numero dei campioni trattati, dovuto alla difficoltà di ottenere oociti maturi da riproduttori mantenuti in cattività, induce a programmare un'indagine più ampia volta all'ottenimento di un protocollo standardizzato in cui sia ridotta al minimo la concentrazione del crioprotettore ed ottimizzato il tempo di contatto tra i gameti.

Bibliografia

BILLARD R. (1984) - La conservation des gametes et l'insemination artificielle chez le bar et la daurade. In : *L'Aquaculture du Bar et des Sparides,* INRA Publ., Paris: 95-116.

CHAMBEYRON F., ZOHAR Y. (1990) - A diluent for sperm cryopreservation of gilthead seabream, *Sparus aurata*. *Aquaculture*, **90**: 345-352.

CHEREGUINI O., CAL R.M., DREANNO C., DE BAULNY B.O., SUQUET M., MAISSE G. (1997) - Short-term storage and cryopreservation of turbot (*Scophthalmus maximus*) sperm. *Aquatic Living Resources*, **10**: 251-255.

GWO J.-C., STRAWN K., LONGNECKER M.T., ARNOLD C.R. (1991) - Cryopreservation of Atlantic croacker spermatozoa. *Aquaculture*, **94**: 355-375.

RANA K.J. (1995) - Cryopreservation of fish spermatozoa. *In: Methods in Molecular Biology, Vol. 38: Cryopreservation and Freeze-Drying Protocols,* Edited by John B. Day and Mark R. McLellan: 151-165.

SCOTT A.P., BAYNES S.M. (1980) - A review of the biology, handling and storage of salmonid spermatozoa. *Journal of Fish Biology*, **17**: 707-739.

SUQUET M., BILLARD R., COSSON J., NORMANT Y., FAUVEL C. (1995) - Artificial insemination in turbot (*Scophthalmus maximus*): determination of the optimal sperm to egg ratio and time of gamete contact. *Aquaculture*, **133**: 83-90.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 484-487

G. Cozzolino, P. Minoia, G. Lacalandra

Istituto di Biologia della Riproduzione ed Ostetricia degli Animali Domestici,
Facoltà Medicina Veterinaria, Università di Bari,
Strada Provinciale per Casamassima km 3 - 70010 Valenzano, Bari, Italia.

INDUZIONE E MATURAZIONE GONADICA NELLA SPIGOLA (*DICENTRARCHUS LABRAX L.*) INDOTTA CON TECNICA ORMONALE: RISULTATI PRELIMINARI

INDUCTION OF GONADAL DEVELOPMENT IN SEA-BASS (*DICENTRARCHUS LABRAX L.*) BY HORMONAL STIMULATION: PRELIMINARY RESULTS

Abstract

Sea-bass (Dicentrarchus labrax *L.*) *were treated with a GnRH agonist (Buserelin) administrated using a slow-releasing veicle in order to induce ovarian development out of the natural reproductive season The treated subjects at the most advanced developmental stages were recorded.*

Key-words: gonadal development, long acting GnRH, sea-bass.

Introduzione

Nei pesci in allevamento lo sviluppo e la maturazione gonadica si ottengono mediante il condizionamento ambientale di luce, temperatura, salinità, pH, alimentazione, in associazione ad un trattamento ormonale. I controlli ambientali sono propedeutici all'impiego ormonale, anche se può accadere che una corretta gestione delle condizioni ambientali sia di per se sufficiente a determinare l'induzione, senza il trattamento farmacologico. Il solo utilizzo delle attuali tecniche induttive ormonali, su riproduttori tenuti in condizioni di allevamento, non determina adeguato sviluppo gonadico.

Il controllo ambientale consente una naturale increzione dei livelli di FSH ed LH che determinano lo sviluppo gonadico mentre il trattamento con HCG o GnRH induce la maturazione finale e l'emissione delle uova è praticabile ed ha effetto solo quando la gonade è completamente sviluppata sia sotto il profilo del reclutamento e dello sviluppo gametico, che sotto il profilo della vitellogenesi. Mentre se le condizioni ambientali non sono le più consone, in allevamento, non si avviano lo sviluppo e la maturazione gonadica.

Una serie di ricerche in diverse specie ha evidenziato la possibilità di indurre lo sviluppo gonadico con la sola tecnica ormonale. (Minoia *et al.*, 1984; 1991) Si tratta di una tecnica relativamente semplice che consente di condizionare l'attività ipofisaria effettuando un impianto intramuscolare a lento rilascio di GnRH adsorbito su materiale inerte biologicamente compatibile in grado di indurre lo sviluppo e la maturazione gonadica nell'arco di 20-30 giorni. Lo scopo pertanto del presente lavoro è la verifica dell'applicabilità di siffatta tecnologia ai pesci.

Materiali e metodi

I soggetti utilizzati (*Dicentrarchus labrax* L.) per la sperimentazione (femmine adulte di classe di età 3+) provenivano da un allevamento e sono stati stabulati

a mare in gabbie galleggianti. Il 5 ottobre 1996 si è dato inizio alla sperimentazione trasferendo i soggetti scelti dalle gabbie in vasche di cemento, utilizzate normalmente per la depurazione dei molluschi ed alimentate con acqua di mare prelevata in prospicienza della costa (S: 36 gr/l; pH: 8,1; O_2: 8,0 mg/l; N-NH_4^+: 0,06 mg/l)). Nel corso dei 21 giorni di sperimentazione non è stato effettuato alcun condizionamento termico, la temperatura dell'acqua è calata naturalmente e gradualmente dai 20 °C iniziali ai 17,5 °C all'atto dei prelievi.

I pesci sono stati alimentati con estruso commerciale (Sea Farm 4,5 mm) somministrato a mano in ragione dell'1% peso vivo giornaliero ; tale alimento benchè già vitaminizzato è stato arricchito ulteriormente con olio di fegato di merluzzo, antiossidanti (vitamine C ed E), epatoprotettori (vitamina B).

La preparazione farmaceutica contenente il neurormone da iniettare, il Buserelin (Glu-His-Trp-Ser-(ter.-butyl)-leu-Arg-Pro-Nh$C_2H_{5;}$ Suprefact, Hoechst, Italia) è stata realizzata nei laboratori dell'IBROAD.

Sono stati effettuati impianti ormonali con tre differenti dosaggi di GnRH: 100-200-300 mg/kg p.v. a tre gruppi di tre pesci ciascuno. I diversi soggetti sono stati identificati mediante un anello colorato all'opercolo sinistro. A ciascun soggetto anestetizzato e pesato, è stato eseguito l'impianto di GnRH (alla base della seconda pinna dorsale). In una vasca attigua sono stati inoltre collocati sei soggetti del medesimo stock a cui è stato effettuato l'impianto del solo veicolo inerte (gruppo di controllo).

Trascorsi 21 giorni, sui soggetti trattati e quelli di controllo è stata eseguita una biopsia gonadica in anestesia (fenossietanolo) mediante l'uso di un catetere flessibile in polietilene (sondino per aspirazione gastrica Pharmaplast CH 10, diametro interno 2 mm, diametro esterno 3 mm) previa introduzione attraverso il poro genitale per 5 cm (Francescon *et al.*, 1992).

Sul materiale gonadico prelevato (25 ovociti per individuo) è stato effettuato un esame a fresco al microscopio (oculare micrometrico avente una precisione di 12mm), senza impiego di diluenti o fissativi, per determinare lo stadio di maturazione degli oociti secondo lo schema di maturazione formulato dal Caporiccio (1976) per *D. labrax*. La valutazione degli stadi di maturazione è basata essenzialmente sulla misurazione dei diametri degli oociti osservati al microscopio e sulla evoluzione della morfologia cellulare.

Risultati

Tutti gli esemplari trattati con il neurormone hanno significativamente mostrato stadi di maturazione gonadica più avanzati (6°-10°) rispetto ai soggetti di controllo (4°-5°); lo stadio di maturazione più avanzato rilevato (10°) è stato riscontrato nei soggetti a cui era stato somministrato il dosaggio più alto (300 mg/kg). (Tab. 1).

Conclusioni

Il lento rilascio del prodotto di sintesi analogo dell'ormone ipotalamico, come già in altre specie ha consentito di condizionare l'attività ipofisaria e gonadica. La sperimentazione ha messo in evidenza la possibilità di poter anticipare, nel nostro caso di oltre due mesi, la spontanea maturazione gonadica della spigola a prescindere dal condizionamento ambientale (tecnica del fotoperiodo) operando esclusivamente con condizionamento ormonale. E' stato dimostrato che il GnRH

Tab. 1 – Risultati e descrizione morfologica degli stadi di maturazione degli ovociti così come appaiono all'esame a fresco.
Results and Morpholgy of the stages of oocyte maturation in fresh samples.

GRUPPO PESO (Kg)		STADIO DI MATURAZIONE	DIMENSIONE OVOCITA (um)
100 ug/kg	2,5	7°	190±12
	3,5	8°	268±20
	2,0	8°	252±18
200 ug/kg	1,8	6°	160±10
	2,2	7°	200±16
	2,8	8°	246±20
300 ug/kg	3,5	9°	518±26
	1,8	10°	530±40
	2,6	10°	525±40
Controllo	2,3	4°	80±8
	2,6	4°	85±8
	3,5	5°	100±12
	2,6	5°	105±12
	3,0	5°	98±10
	2,5	5°	96±10

Legenda:

4° Citoplasma dell'ovocita scarsamente omogeneo, nucleoli divisi in due gruppi, formazione di estrusioni nucleari: sono distinguibili due zone, una corticale granulosa ed una perinucleare che si interdigita nella prima.

5° Nell'ovocita sono distinguibili tre aree citoplasmatiche chiare.

6° Inizio della vitellogenesi e della differenziazione della periferia citoplasmatica dell'ovocita; comparsa di vacuoli chiari fusi o singoli che corrispondono ai primi globuli vitellini.

7° Organizzazione delle goccioline di vitello a costituire un anello intorno al nucleo (perinucleare), il contorno del nucleo appare lobato per la presenza di grossi nucleoli periferici; il citoplasma corticale dell'ovocita assume una striatura radiale.

8° Formazione dei granuli vitellini che si organizzano per formare una corona interpenetrante la zona perinucleare; è evidente la "zona radiata".

9° Tendenza al mescolamento dei granuli di vitello e graduale riduzione della "zona radiata".

10° Formazione di vacuoli grandi, coalescenza dei globuli vitellini, migrazione periferica della vescicola germinativa. (Caporiccio, 1976).

nella formulazione a lento rilascio mima le condizioni naturali, pur in presenza di temperature più alte di quelle in cui si realizza la maturazione naturale e quella in allevamento.

Il lento rilascio del farmaco ha stimolato un normale reclutamento dei gameti, all'interno degli ovari e progressivamente si è realizzato lo sviluppo gonadico.

L'analisi dei successivi stadi di maturazione, della deposizione, della qualità e quantità delle uova e della resa in avannotti potrà confermare l'applicabilità della metodica.

La tecnica dovrà essere sviluppata ulteriormente per determinare innanzitutto l'ottimale dosaggio, si dovranno approfondire l'applicabilità ed i limiti d'uso nei vari periodi dell'anno e per le diverse specie ittiche.

Bibliografia

CAPORICCIO B. (1976) - Etude ultrastructurale et cytochimique de l'ovogenèse du loup. *These de Doctorat de Specialitè (3éme cycle). Biologie Animale*, Univ. Sci. Techn. Languedoc, Montepellier: 136 p.

FRANCESCON A., BARBARO A., BELVEDERE P., BOZZATO G., CAVALLONI B., CARDELLINI E., ANTONINI G.F. (1992) - Rapida determinazione in vivo dello stadio di maturazione ovarica nell'orata (*Sparus aurata* L.). *Riv. It. Acquacoltura*, **27** : 45-54.

MINOIA P., DE BENEDICTIS G., LATERZA V., LACALANDRA G.M., BUFO P. (1984) - Condizionamento riproduttivo della starna (*Pernix pernix)* mediante GnRH ed aumento del fotoperiodo. *Boll. S.I.B.S.*, **60** (6): 1153-1159.

MINOIA P., MOSLAH M., LACALANDRA G.M., ZARRILLI A. (1991) - Hormonal stimulation of libido reproductive function in male camel (*Camelus dromedarius*). Clinical observations. Accepted at Int. Camel Sympy Dubai.

Ricerca effettuata con fondi MIRAAF, progetto n° 4C41 "Induzione artificiale mediante GnRH della riproduzione di varie specie ittiche"

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 488-490

A. CURATOLO, F. GUNNELLA*, A. SANTULLI, V. D'AMELIO**

Istituto di Biologia Marina, Consorzio Universitario della Provincia di Trapani, Lungomare Dante Alighieri - 91016 Casa Santa/Erice, Trapani, Italia.
*Biotecno Soc. Coop. a r. l. - Marsala (TP), Italia.
**Istituto di Istologia ed Embriologia, Università di Palermo, Italia.

INDUZIONE DELLA TRIPLOIDIA IN *SPARUS AURATA*

TRIPLOIDY INDUCTION IN *SPARUS AURATA*

Abstract

The possibility of polyploidy induction in Sparus aurata, *by thermal and pressure shock, was studied. Results indicate that both treatments give 100% triploidy, while best survival was obtained after high pressure shock.*

Key-words: *Sparus aurata,* triploidy, biotechnology.

Introduzione

La manipolazione del cariotipo (induzione della poliploidia e della ginogenesi) rappresenta un passo fondamentale per ottenere pesci manipolati geneticamente e sterili. La condizione sterile, infatti, consente di controllare ed eliminare i rischi genetici ed ecologici connessi all'introduzione accidentale nell'ambiente naturale di animali transgenici (Thorgaard *et al.*, 1992; Tave, 1993). I risultati riportati si inquadrano in un ampio programma di miglioramento delle rese dell'allevamento della spigola (*Dicentrarchus labrax*) e dell'orata (*Sparus aurata*), attraverso l'introduzione di biotecnologie (Curatolo *et al.*, 1996; 1997).

Le tecniche di induzione della triploidia messe a punto con la spigola (Curatolo *et al.*, 1996; 1997) sono state utilizzate anche per l'orata, che presenta un assetto cromosomico 2n=48 (fig. 1). Inoltre, in aggiunta allo shock termico, allo

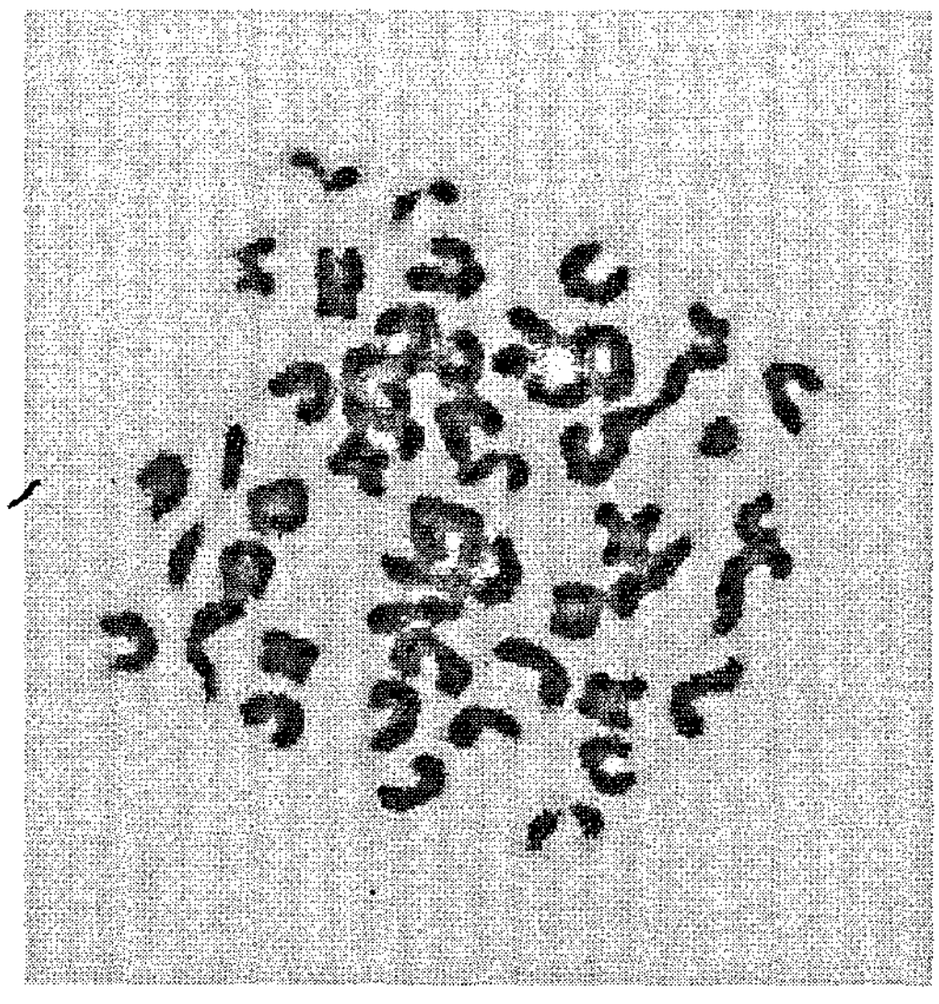


Fig. 1 - Piastra metafasica diploide (2n=48) di *Sparus aurata.*
Diploid metaphasic plate (2n=48) of *Sparus aurata.*

scopo di indurre la ritenzione del secondo corpo polare, è stato sperimentato anche lo shock indotto da elevate pressioni idrostatiche.

Materiali e metodi

Le uova di *S. aurata*, ottenute per ovodeposizione indotta (300-400 unità di HCG/kg peso corporeo), sono state sottoposte a shock termico dopo 5', 7', 10', 13' e 16' dalla fecondazione. La durata dello shock è stata di 15' per lo shock termico a freddo (0 °C) e di 10' per lo shock termico a caldo (32 °C, 34 °C, 36 °C) per una durata di 5' o 10'.

Inoltre, per verificare la possibilità di induzione della poliploidia con la pressione idrostatica, le uova, dopo 10' e 20' dalla fecondazione, sono state sottoposte a 600 atmosfere per 5' e 10'.

I livelli di ploidia sono stati determinati mediante preparazioni cromosomiche da larve di 2-3 giorni.

Risultati e discussione

Dai risultati relativi agli esperimenti di induzione della triploidia mediante shock termico (fig. 2) si evidenzia che le migliori percentuali sono state ottenute trattando le uova a 0 °C (100%) dopo 10' dalla fecondazione per una durata di 15', con un valore di sopravvivenza pari al 30%. Colombo *et al.* (1995) sottoponendo le uova a 0-2 °C subito dopo la fecondazione hanno ottenuto risultati analoghi (90%).

L'esposizione delle uova fecondate ad elevate temperature non si è dimostrata efficace nell'indurre la triploidia. Nei nostri esperimenti, infatti, con temperature di 34° e 36 °C applicate 2' e 5' dopo la fecondazione non è stato ottenuto alcun embrione vitale.

Dopo 13' dalla fecondazione a 32 °C, è stato registrato solo il 6,2% di triploidia. A questa temperatura anche Garrido-Ramos *et al.* (1996), in esperimenti condotti sull'orata, hanno ottenuto bassi valori di triploidia (15%), mentre a 34 °C la percentuale di triploidia risultava del 35 e 100% per valori di salinità rispettivamente del 40 e del 30‰.

Elevate pressioni idrostatiche (600 atm), 10' dopo la fecondazione per una durata di 10', hanno consentito di ottenere il 100% di triploidi, con il 54% di sopravvivenza. Anche nella spigola (Zanuy *et al.*, 1994), con valori di pressione simili sono state ottenute elevate percentuali di triploidia.

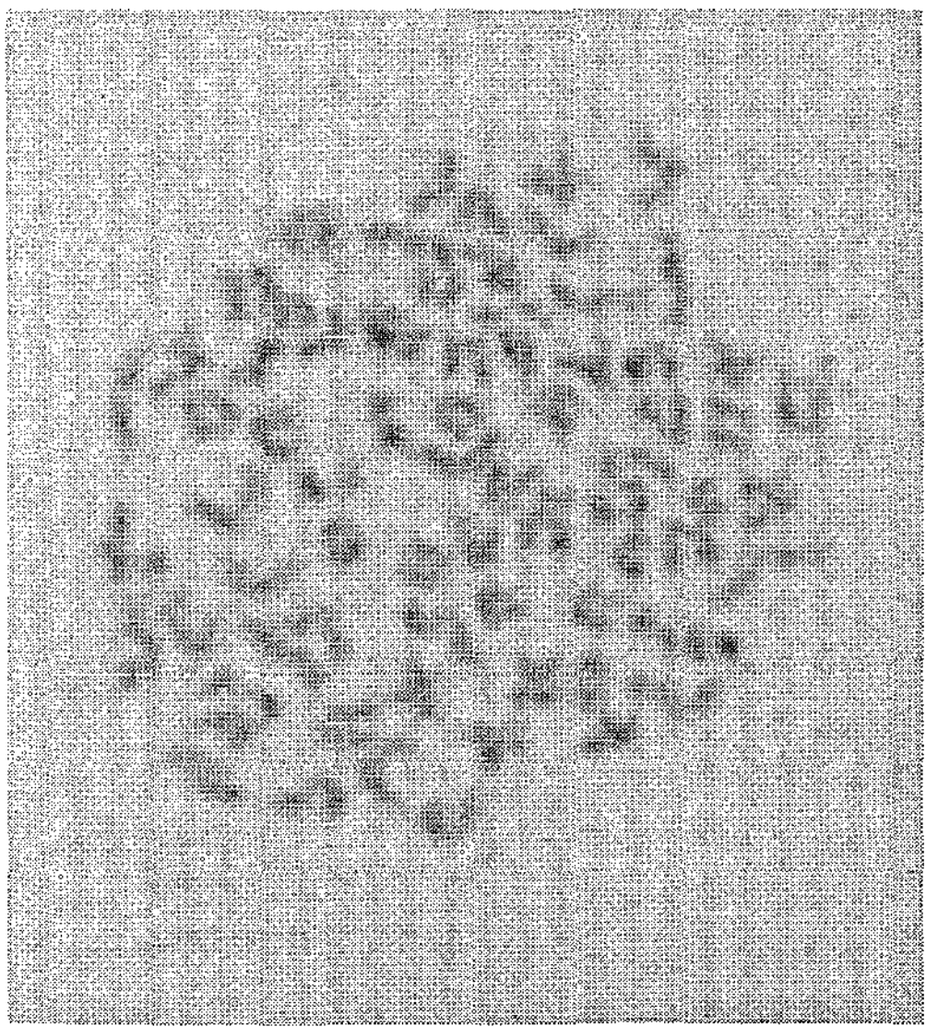


Fig. 2 - Piastra metafasica triploide (3n=72) di *Sparus aurata*.
Triploid metaphasic plate (3n=72) of *Sparus aurata*.

L'efficienza dei metodi di induzione della triploidia dipende da diversi fattori, tra cui: l'intensità dello shock, la durata del trattamento, il tempo di incubazione, la salinità (Garrido-Ramos *et al.*, 1995). Le differenze osservate tra i nostri risultati e quelli riportati in letteratura, per la stessa specie e in condizioni sperimentali simili (Colombo *et al.*, 1995; Garrido-Ramos *et al.*, 1996), sembrano indicare che anche la qualità delle uova utilizzate è determinante per il successo del trattamento.

Bibliografia

COLOMBO L., BARBARO A., LIBERTINI A., BENEDETTI P., FRANCESCON A., LOMBARDO I. (1995) - Artificial fertilization and induction of triploidy and meiogynogenesis in European sea bass, *Dicentrarchus labrax* L., *J. Appl. Icthyol.*, **11**: 118-125.

CURATOLO A., GUNNELLA F., SANTULLI A., WILKINS N.P., D'AMELIO V. (1996) - Gene transfer in the European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.): preliminary results. International Workshop on seabass and seabream culture: problems and perspectives. Verona, 16-18 ottobre 1996: 266-269.

CURATOLO A., GUNNELLA F., SANTULLI A., D'AMELIO V. (1997) - Induzione della triploidia in *Dicentrarchus labrax. Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 318-320.

GARRIDO-RAMOS M., DE LA HERRÁN R., LOZANO R., CÁRDENAS S., RUIZ REIÓN C., RUIZ REIÓN M. (1996) - Induction of triploidy in offspring of gilthead sea bream (*Sparus aurata*) by means of heat shock. *J. Appl. Ichthyol.*, **12**: 53-55.

TAVE D. (1993) - *Genetics for fish hatchery managers*. Van Nostrand Reinhold N.Y.: 415 pp.

THORGAARD G. H., SCHEERER P. D., ZHANG J. (1992) - Integration of chromosome set manipulation and transgenic technologies for fishes. *Mol. Mar. Biol. Biotech.*, **1** (4/5): 251-256.

ZANUY S., CARRILLO M., BLÀZQUEZ M., RAMOS J., PIFFER F., DONALDSON E.M. CHEVASSUS B. (1994) - Production of monosex and sterile sea bass by hormonal and genetic approaches. *Methods and techniques for genetic improvement in aquaculture. Conference proceedings*, **44**: 90-106.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 491-493

M. Di Bitetto, A. Ciattaglia*, R. Ugolini**

MAJA S.C.r.l., Via Daniello Bartoli, 7 - 00152 Roma, Italia.
*FLOATEX s.r.l., Provaglio d'Iseo - Brescia, Italia.
** C.I.R.S.PE. S.C.r.l. – Roma, Italia.

RISULTATI PRELIMINARI DI UN IMPIANTO SPERIMENTALE OFFSHORE AL LARGO DELLE COSTE DI FANO (PS)

PRELIMINARY RESULTS OF OFF-SHORE SPERIMENTAL CAGE FISHFARM IN FANO AREA, PESARO

Abstract

Offshore fish culture could be a convenient activity for fishery enterprises in Italy, considering the Fishery Common Policy of European Union that remarks the need to reduce the fishing effort. Different cages for rearing fishes in offshore condition were tested.

Key-words: Mariculture, cage, fish culture, offshore.

Introduzione

Le produzioni di spigola ed orata nel contesto mediterraneo sono cresciute da 7.390 (1990) a 37.275 tonnellate (1995) (ISMEA, 1996), incremento ottenuto anche con gli impianti di gabbie a mare realizzati in Spagna, Grecia, Turchia, Francia, Israele e Croazia. In Italia, l'allevamento in gabbie è ridotto a causa della morfologia delle coste che, diversamente da altri paesi del Mediterraneo, non presentano aree riparate. Nel contesto nazionale lo sviluppo della piscicoltura in mare è strettamente correlato alla possibilità di utilizzare aree esposte. Dal punto di vista tecnologico è pero' evidente l'assenza di un "know-how" per la piscicoltura in mare aperto; i pochi impianti in funzione sono stati realizzati importando tecnologia dall'estero. Il programma di ricerca è stato finanziato dalla Direzione generale della pesca e dell'acquacoltura nell'ambito del III Piano triennale, allo scopo di:

- identificare tecnologie flessibili per la maricoltura in mare aperto, proponibili alle imprese di pesca (fonte di reddito integrativa e/o alternativa all'attività di cattura);
- progettare un nuovo prototipo di gabbia sommergibile per contribuire allo sviluppo della piscicultura offshore ed al processo di diversificazione e riconversione degli operatori della pesca.

Materiali e metodi

Il Centro Italiano Ricerche e Studi per la Pesca (C.I.R.S.PE.) ha in concessione in Adriatico una zona di mare di 100 ha in località "Fosso Sejore", (Fano, Pesaro), , per attività di ricerca e sperimentazione. La zona è a circa 1,5 miglia dalla costa ed è completamente esposta verso mare ai venti provenienti da nord, est e sud-est; i venti dominanti sono bora e scirocco. La profondità dei fondali è di circa 12 m. L'impianto sperimentale è stato realizzato adottando un metodo di lavoro del tipo "prove ed errori". Il progetto ha comportato l'installazione di

2 diversi tipi di gabbie, fornite dalla ditta italiana Floatex di Iseo (Brescia): 4 gabbie cilindriche sommerse a lanterna di dimensioni di 4,5 m di diametro e 5 m di altezza per un volume di circa 70 mc, e 2 gabbie circolari galleggianti Floaton di 12,50 m di diametro e circa 5 m di altezza, per un volume di allevamento di circa 565mc. Le gabbie sono costituite da elementi di struttura in polietilene ad alta densità (HDPE), da reti in nylon e polietilene, da ormeggi e ancoraggi al fondale con dei corpi morti, di 4 tonnellate. La fase di sperimentazione ha permesso la verifica delle strutture e degli ormeggi in condizione di mare aperto. La ricerca ha avuto inizio l'11/9/93 ed è terminata l'11/1/97, inoltre ha contemplato uno studio idraulico marittimo sulla base di indicazioni riportate in bibliografia (Beverdige, 1996; Institution of civil engineers, 1990; Manuale di ingegneria civile, 1991; Muir Wood e Fleming. 1981).

Risultati

I venti dominati di traversia nord-orientali e sud-orientali (bora e scirocco) provocano ogni anno sul litorale delle Marche mareggiate di rilievo. Lo studio idraulico marittimo ha definito le condizioni ondametriche sia al largo che presso la costa ed ha identificato le "linee dei frangenti" per 6 direzioni, da cui provengono le mareggiate più significative. Lo studio ha definito come "caratteristiche ondametriche di progetto" quelle di un'onda proveniente da 15° Nord, che nel sito ove è stato realizzato l'impianto assume altezza di 5,7 m; lunghezza 102,6 m; periodo di 10,5 sec. Tra il mese di ottobre '94 e febbraio '95 le gabbie sommerse sono state danneggiate in modo irreparabile da forti mareggiate con rottura delle reti, degli ormeggi e dell'armatura costituita dagli elementi in HDPE. Le gabbie galleggianti circolari hanno invece evidenziato una resistenza maggiore, tanto negli ormeggi quanto nella struttura; la sperimentazione è quindi continuata con questo ultimo tipo di gabbie.

Nel periodo marzo-maggio 95 e novembre 95-febbraio 96 sono stati però riscontrati altri cedimenti nella struttura di ormeggio e nelle strutture in HDPE rottura della struttura di galleggiamento di una gabbia e delle reti, le quali risultavano notevolmente insediate da organismi sessili. Inoltre le notevoli sollecitazioni hanno determinato uno spostamento di alcuni corpi morti dalla posizione originaria, alterando completamente il sistema di ormeggio.

Conclusioni

La piscicoltura in mare è attività che può interessare le imprese della pesca; sono però necessarie ulteriori acquisizioni tecnologiche in quanto le gabbie sommerse a lanterna sono proponibili solo in aree poco esposte, caratterizzate da una profondità maggiore di quella della zona utilizzata per la sperimentazione. Le gabbie circolari galleggianti, pur evidenziando una resistenza maggiore, non possono essere utilizzate in siti offshore caratterizzati da basse profondità e completa esposizione ai venti ed alle mareggiate. Lo studio idraulico marittimo ha portato all'elaborazione di un'analisi (check-list) dell'impianto sperimentale, con considerazioni sul sito, sulle gabbie, sul sistema di ormeggio e di ancoraggio al fondale. Inoltre è stato definito un nuovo prototipo di gabbia sommergibile che, sulla base dell'esperienza acquisita durante la ricerca, potrebbe rispondere meglio alle problematiche poste dalla piscicoltura in mare aperto.

Bibliografia

BEVERIDGE M. (1996) - *Cage aquaculture.* Fishing News Books, England: 346 pp.
ISMEA (1996)- *Filiera pesca e acquacoltura*, Roma: 305 pp.
INSTITUTION OF CIVIL ENGINEERS (1990) - *Engineering for offshore fish farming*. Proceeding of conference organized by Institution of Civil Engineers. Thomas Telford, London.
MANUALE DI INGEGNERIA CIVILE (1991) - Zanichelli ESAC1-2-3.
MUIR WOOD A.M., FLEMING C.A. (1981) - *Coastal Hydraulics.*, MacMillian, London.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 494-496

C.M. MESSINA, A. SANTULLI, G. RIVAS*, V. D'AMELIO**

Istituto di Biologia Marina, Consorzio Universitario della Provincia di Trapani,
Lungomare Dante Alighieri - 91016 Casa Santa/Erice, Italia.
*Soc. Coop. Biotecno a r.l. - Marsala (TP), Italia.
**Istituto di Istologia ed Embriologia, Università di Palermo, Italia.

VARIAZIONI DEL PATTERN DEGLI ACIDI GRASSI, OTTENUTO CON HPLC, IN LARVE E GIOVANILI DI ASTICE (*HOMARUS GAMMARUS*)

VARIATION OF FATTY ACID PATTERN, OBTAINED BY HPLC, IN LARVAE AND JUVENILES OF THE LOBSTER *HOMARUS GAMMARUS*

Abstract

The quality of hatchery produced larvae and juveniles of lobster (Homarus gammarus) *is decisive for the survival of the animals utilized in restocking and ranching programmes. Lipids and fatty acids represent the main energy source for the rapidly moulting larvae. With the aim to monitor the quality of larvae and juveniles of lobster we studied the variations of fatty acid pattern in larvae fed on enriched* Artemia nauplii.

Key-words: Lobster, *Homarus gammarus*, fatty acids, *Artemia*, enrichment.

Introduzione

La possibilità di reintroduzione di astice in ambienti naturali a fini di ripopolamento (Waddy, 1988) ha fatto crescere notevolmente l'interesse intorno alla produzione di giovanili di questa specie (Burton, 1992; Rivas *et al.*, 1995). I numerosi esperimenti di ripopolamento sinora effettuati hanno dimostrato che il successo dipende dalla qualità dei giovanili utilizzati (Wickins e Beard, 1995). È necessario, quindi, rendere più efficienti ed affidabili le tecniche di riproduzione ed allevamento di giovanili di *Homarus*, per garantire un numero costante di esemplari adatti alle prove di ripopolamento.

Per ottenere giovanili resistenti ed in buone condizioni, particolare attenzione deve essere posta alla alimentazione fornita, al fine di garantire una dieta ben bilanciata, che soddisfi le esigenze nutrizionali della specie (Mac Kenzie, 1988; Rivas *et al.,* 1993; Wickins e Beard, 1995).

In quest'ottica, vista la notevole importanza che rivestono i lipidi alimentari come fonte di energia e quindi il loro ruolo nel determinare la qualità dei giovanili prodotti (Wickins e Beard, 1995), ci è sembrato opportuno avviare, in *Homarus gammarus*, uno studio preliminare sulla composizione in acidi grassi di larve e giovanili, e sull'influenza che ha la dieta su tale composizione.

Materiali e metodi

Larve di *H. gammarus* allo stadio I, ottenute da femmine ovigere catturate localmente e allevate come descritto da Rivas *et al.* (1995), sono state alimentate con due diete diverse: una costituita da nauplii di *Artemia* appena schiusi; l'altra costituita da nauplii arricchiti (per 12 ore) con DC Super Selco (Inve, Belgium).

Dai due lotti di larve sono stati prelevati campioni, ogni due-tre giorni, per i rilievi morfometrici e per la determinazione del contenuto di acidi grassi, per mezzo della cromatografia ad alta pressione (HPLC).

I fenacil-derivati degli acidi grassi sono stati separati in HPLC, su di una colonna C18 5µm (12,5x0,46 cm), in presenza di uno standard interno, ed identificati per mezzo di acidi grassi standard.

Risultati e discussione

L'analisi delle variazioni osservate nei tracciati cromatografici (fig. 1), durante le prime fasi di crescita di *H. gammarus*, indica chiaramente il valore che questi componenti hanno nel metabolismo di questi animali, che durante la crescita larvale, per il rapido susseguirsi delle mute, hanno un notevole bisogno di energia immediatamente disponibile.

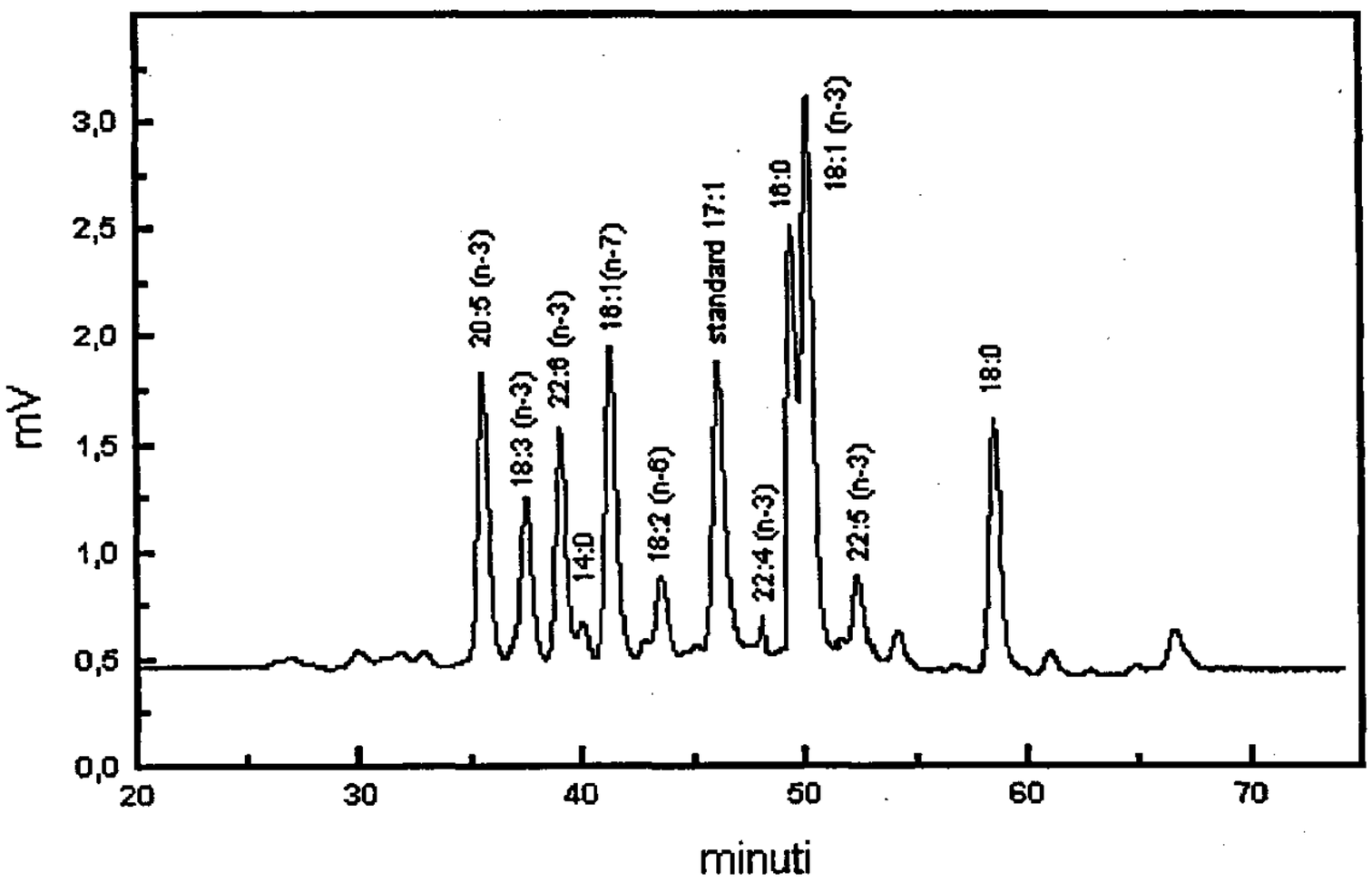


Fig. 1 - Profilo degli acidi grassi di larve di *H. gammarus*, ottenuto mediante HPLC.
Fatty acid profile in larvae of *H. gammarus*, obtained by HPLC.

Infatti subito dopo i fenomeni di muta, il contenuto di acidi grassi tende ad essere più basso, per poi rialzarsi, durante la fase di intermuta, fino alla muta successiva (fig. 2). Questo andamento è confermato dalla riduzione dei valori che si osserva nelle larve appena schiuse, rispetto alle uova.

Dopo la terza muta, negli animali allo stadio IV, che hanno raggiunto la fase bentonica, il contenuto di acidi grassi risulta più basso. Sasaki *et al.* (1986) hanno descritto questo fenomeno in *H. americanus* e lo hanno messo in relazione alla riduzione della velocità metabolica che si osserva in questo stadio.

Negli animali alimentati con nauplii di *Artemia* arricchita è evidente che il contenuto di acidi grassi totali risulta sempre più alto rispetto a quello osservato negli animali alimentati con *Artemia* non arricchita. Questo aumento si riflette principalmente sulla composizione degli acidi grassi polinsaturi (PUFA) e, come indica il rapporto n3/n6, riguarda in modo particolare quelli essenziali, della serie n3.

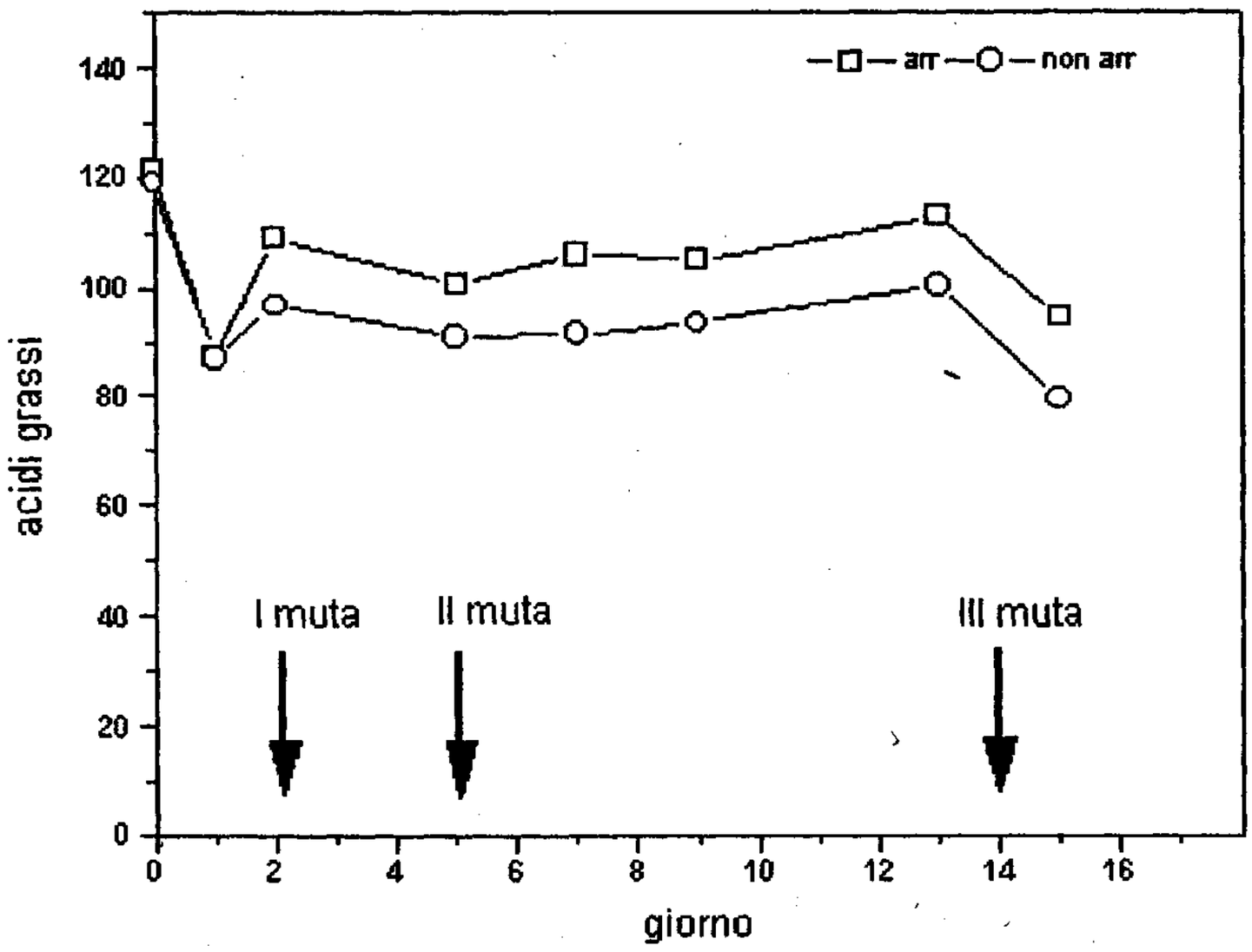


Fig. 2 - Variazioni del contenuto di acidi grassi durante i primi stadi crescita in *H. gammarus*, alimentati con Artemia arricchita (arr) o non arricchita (non arr).
Variations of fatty acid content during early stage in *H. gammarus* fed on enriched (arr) or not enriched (non arr) Artemia.

Durante la crescita larvale il regime alimentare ha una notevole influenza sullo stato metabolico; la maggiore disponibilità di PUFA influenza chiaramente la condizione delle larve, modificando in senso positivo la sopravvivenza ed il successo del processo di muta. La determinazione del contenuto di acidi grassi nelle larve di *H. gammarus* può rappresentare, quindi, un valido strumento per monitorare rapidamente la qualità degli animali in allevamento.

Bibliografia

BURTON C. (1992) - The techniques of lobster stock enhancement. *Seafish Report*, **396**: 1-36.

MAC KENZIE B.R. (1988) - Larval Lobster (*Homarus americanus* Milne Edwards) development with Great Salt Lake (UTAH) and reference I strains of *Artemia* nauplii. *J. Aquaculture Soc.*, **18** (1): 6-10.

RIVAS G, CUSENZA L., SANTULLI A. (1993) - European Lobster (*Homarus gammarus*) juvenile production for restocking - From discovery to commercialisation. *E.A.S. Special publication*, **19**: 102.

RIVAS G., INZERILLO F., SANTULLI A. (1995) - Produzione di giovanili di astice europeo (*Homarus gammarus* L., Decapoda Nephropidae) nella Sicilia Occidentale: situazione e prospettive. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 157-160.

SASAKI G.C., CAPUZZO J.M., BIESIOT P. (1986) - Nutritional and bioenergetics consideration in the development of the American lobster *Homarus americanus*. *Can. J. Fish. Aq. Sc.*, **43**: 2311-2319.

WADDY S.L. (1988) - Farming the Homarid Lobsters: state of the art. *World Aquaculture*, **19** (4): 63-71.

WICKINS J.F., BEARD T.W. (1995) - Maximizing lobster, *Homarus gammarus* (L.), egg and larval viability. *Aquacul. Res.*, **26**: 379-392.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 497-499

S. Pelosi, P. Villani, R. Schiavone

Istituto per lo Studio degli Ecosistemi Costieri, CNR, Via Pola 4 – 71010 Lesina (FG), Italia.

ALIMENTAZIONE DI *SPARUS AURATA* L. CON DIETE A DIVERSA FORMULAZIONE CONTENENTI PROTEINE VEGETALI

SEABREAM FEEDING (*SPARUS AURATA. L.*) BY DIFFERENTLY FORMULATED DIETS CONTAINING VEGETABLE PROTEINS

Abstract

Daily weight growths of three lots of seabream (Sparus aurata *L.*) *fed on different diets (sunflower, sojabean and commercial fish meals) were respectively 0.87. 0.89 and 0.91. There were not significant differences between diets.As regards the final length, statistically differences (P<0.05) were found among animals reared with commercial meal.*

Key-words: seabream, feeding, vegetable proteins, diets.

Introduzione

E' noto come determinati biotopi lagunari siano da considerare luogo ideale per l'allevamento di sparidi e serranidi dove questi pesci manifestano significativi livelli di accrescimento (Barbaro *et al.*, 1982). Per diversificare le fonti di approvvigionamento degli alimenti e ridurre i costi della razione per l'alimentazione dei pesci, diversi autori hanno valutato la possibilità di utilizzare farine proteiche di origine vegetale come la soia (Amerio *et al.*, 1991), colza e girasole (Jackson *et al.*, 1982). Scopo di questa ricerca è stato quello di valutare gli effetti sulla crescita dell'orata, sostituendo parzialmente le farine di origine animale con farine di estrazione di soia e di girasole decorticato.

Materali e metodi

La prova ha inteso valutare le performance produttive di *Sparus aurata* L. utilizzando due diete sperimentali formulate in Iaboratorio e confrontate con una commerciale. Le due diete sperimentali (Tab. 1) differivano in quanto la prima

Tab. 1 - Composizione percentuale delle due diete sperimentali. La terza, di tipo commerciale, conteneva farina di pesce, di carne, amido di granturco, olio di pesce, farina di sangue, melasso e farina di frumento.

Percentage composition of two experimental diets. The third was a commercial diet, containing fish meal, meat meal, starch-corn, fish oil, dry-matter fish, molasses, gluten meal.

COMPONENTI	DIETA A	DIETA B	DIETA C (COMMERCIALE)
FARINA DI PESCE BIANCO	40	40	
FARINA DI ESTRAZIONE DI SOIA	-	22,5	
FARINA DI ESTRAZIONE DI GIRASOLE	22,5	-	
FARINA DI TOTANO	20	20	
OLIO DI SOIA	5	5	
OLIO DI FEGATO DI MERLUZZO	5	5	
SALI MINERALI	5	5	
INTEGRAZIONE VITAMINICA	2,5	2,5	

conteneva farina di girasole, la seconda farina di soia. Sono state utilizzate 180 orate dell'età di 6 mesi circa, divise in 3 vasche di vetroresina, il cui ricambio giornaliero, a ciclo aperto, era assicurato dall'acqua di laguna. La prova è durata 110 gg., da maggio ad agosto, ed ogni venti giorni le orate sono state pesate e misurate. La razione alimentare è stata fornita in ragione del 2% del peso corporeo degli animali. Alla fine dell'esperimento sono stati valutati l'incremento medio giornaliero [100x (Ln Peso fin - Ln Peso iniz)/giorni], l'indice di conversione [alimento somministrato g/incremento ponderale g] e l'efficienza proteica della razione [incremento ponderale g/ proteina somministrata g]. Gli alimenti sono stati sottoposti ad analisi chimiche (Martillotti *et al.*, 1987), ed è stata determinata l'energia lorda delle razioni. I parametri chimico-fisici (l'ossigeno, la temperatura, il pH e la salinità), sono stati controllati giornalmente.I dati ottenuti sono stati sottoposti ad ANOVA. Le differenze fra le coppie di medie sono state valutate con il "t di Student".

Risultati e discussione

Nel corso dell' esperimento, i parametri chimico - fisici della laguna hanno avuto i seguenti valori: salinità 30,3±2,4 g/l, temperatura 22,2±4,3 °C, ossigeno disciolto 7,1±1,4 mg/l e pH 8,1±0,2. Gli incrementi giornalieri (g/giorno) sono risultati in media per il periodo di prova di 0,87, 0,89 e 0,91 rispettivamente per i mangimi di girasole, di soia e commerciale (Tab. 2). Il primo ha mostrato, oltre ai minori incrementi giornalieri, indici di conversione alimentare, efficienza proteica e incremento della biomassa più sfavorevoli rispetto alla dieta con soia e mangime commerciale, anche se non sono state evidenziate differenze significative. L'indice di conversione alimentare e l'efficienza proteica sono state modificate in senso opposto.

Tab. 2 - Composizione chimica centesimale dei mangimi.
Chemical composition in percentage of feed.

DETERMINAZIONI	H_2O 105°C	PROTEINE	GRASSI	CENERI	ENERGIA LORDA (cal/g)
MANGIME GIRASOLE (A)	4,93	57,5	14,03	16,09	4965
MANGIME SOIA (B)	5,00	57,34	13,22	15,03	4999
MANGIME COM. (C)	8,02	61,14	14,83	11,35	5362

Non si sono verificate però differenze significative tra le diete. I fattori di condizione, in generale,sono da considerarsi buoni, senza differenze significative fra i tre lotti di orate. Secondo Pongmaneerat e Watanabe, 1993, le diete che prevedono l'utilizzo di farina di soia in combinazione con quelle di grano e di carne possono sostituire per una percentuale superiore al 50% la farina di pesce impiegata nell' alimentazione di alcuni Teleostei ed un'aggiunta adeguata di queste fonti proteiche alla farina di pesce può migliorare non solo il costo alimentare, ma anche le performance dei pesci (Shimeno *et al.*, 1993). Per quanto riguarda la lunghezza finale delle orate sono state riscontrate differenze significative fra i soggetti alimentati con il mangime commerciale rispetto a quelli alimentati con le altre due diete ($P<0,05$).

Tab. 3 - Pesi, lunghezze, indice di conversione ed efficienza proteica.
Weights, lengths, food conversion rate and protein efficiency.

DIETE	MANGIME GIRASOLE	MANGIME SOIA	MANGIME COMMERCIALE
PESO MEDIO INIZIALE (g)	53,63±17,12	50,91±21,09	51,64±18,71
PESO MEDIO FINALE (g)	98,86±25,00	101,11±26,2	109.32±31,19
LUNGHEZZA FINALE (cm)	19,07±1,56	19,20±1,55	20,02±1,76
ACCRES. MEDIO GIO. (g\gg)	$1{,}84 \cdot 10^{-3}$	$2{,}05 \cdot 10^{-3}$	$2{,}30 \cdot 10^{-3}$
INCREMENTO BIOMASSA (g)	2711,4	2961,8	3114,72
FATTORE DI CONDIZIONE	1,42	1,43	1,36
INDICE CONV.ALIM.	2,52	2,27	2,12
EFFICIENZA PROTEICA	0,69	0,76	0,77

Conclusioni

Dai dati ottenuti nella prova, la dieta commerciale è risultata la più appetibile e favorevole per le performance delle orate rispetto alle diete che contenevano farina decorticata di girasole e farina di soia. Queste ultime sono state utilizzate senza alcun trattamento termico preventivo per migliorare la digeribilità e la biodisponibilità delle proteine e dell'amido. Molti autori, infatti, per migliorare le qualità nutrizionali dei mangimi, aggiungono integrazioni di amminoacidi quali metionina, lisina e treonina. La prova effettuata ha fornito indicazioni utili relative ai mangimi per sparidi, in quanto l'apporto calorico intorno a valori di 5,3 kcal/g di sostanza secca appare ottimale (Tab. 3). Per quanto riguarda la formulazione di mangimi mediante l'utilizzo di farine di origine vegetale, questa è praticabile, oltre che per il basso costo dei componenti, anche per la facile degradabilità ed il basso impatto ambientale, purchè si rispetti il giusto apporto calorico.

Bibliografia

AMERIO M., MAZZOLA A., CARIDI D., CRISAFI E., GENOVESE L. (1991) - Ricerche sperimentali sull'impiego della soia nei mangimi per branzini (*Dicentrarchus labr*ax L.). *Atti IX Cong. Naz. Aspa*: 1099-1110.

BARBARO A., FRANCESCON A., GUIDASTRI R. (1982) - Alimentazione di *Sparus aurata* L. in ambiente vallivo. *Boll. Mus. Ist. Biol. Università di Genova*, **50** suppl.: 372.

MARTILLOTTI F., ANTONGIOVANNI M., RIZZI L., SANTI E., BITTANTE G. (1987) - Metodi di analisi per la valutazione degli alimenti d'impiego zootecnico. CNR - IPRA, Roma. *Quaderni metodologici*, **8**.

JACKSON A.J., CAPPER B.S., MATTY A.J. (1982) - Evaluation of some plant proteins in complete diets for the *Tilapia* (*Sarotherodon*) *mossambicus*. *Aquaculture*, **27**: 97-109.

PONGMANEREERAT J., WATANABE T. (1993) - Nutritional evaluation of soybean meal for rainbow trout and carp, *Nippon Suisan Gakkaishi*, **59** (1): 157-163.

SHIMENO S., MASUMOTO T., HUJITA T., MIMA T., UENO S. (1993) - Alternative protein sources for fish meal in diets of young yellowtail, *Nippon Suisan Gakkaishi*, **59** (1): 137-143.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 500-503

M. SETTI, R. ZUNARELLI VANDINI, D. PREVEDELLI

Dipartimento di Biologia Animale, Via Università, 4 - 41100 Modena, Italia.

CRIOCONSERVAZIONE DI EMBRIONI DI POLICHETI: RISULTATI PRELIMINARI

CRYOCONSERVATION OF POLYCHAETA EMBRYOS: PRELIMINARY RESULTS

Abstract

This research is aimed to defining a protocol of cryopreservation of embryos and larvae of Ophryotrocha labronica *(Polychaeta, Dorvilleidae). After checking the toxicity of 8 criopreservants the larvae and the embryos have been cryopreserved both with the method of low freezing and with ultra-rapid freezing. After the freezing the embryos treated with 2M methanol and 0.5M DMSO + 0.06M glucose have carry on the development.*

Key-words: Polychaetes, Embryos, Larvae, Toxicity, Cryopreservation.

Introduzione

Negli ultimi anni l'interesse economico nei confronti dei policheti è notevolmente aumentato visto il loro massiccio impiego come esche pregiate nella pesca professionale e sportiva, come decompositori di residui organici e come animali da laboratorio per studi tossicologici. I primi studi sugli effetti causati dalla raccolta dei policheti sulle popolazioni naturali e sull'ambiente hanno messo in evidenza la necessità di ulteriori studi e soprattutto di una legislazione che regoli la raccolta tuttora indiscriminata delle specie utilizzate come esca (Gambi *et al.*, 1994). Una notevole riduzione sia del danno ambientale che del sovrasfruttamento di questa risorsa potrebbe derivare dalla messa a punto di tecniche d'allevamento che permettano di ottenere grandi quantità di animali da utilizzare per scopi commerciali. Un supporto pressoché indispensabile per l'allevamento dei policheti è rappresentato dalla crioconservazione di larve e/o embrioni.

La crioconservazione consiste nella sospensione dello sviluppo dei gameti o degli embrioni conservati a bassissime temperature (-196 °C). Tutti i sistemi biologici possono essere criopreservati soltanto previo trattamento con sostanze crioprotettrici che esercitano un'azione protettiva, secondo meccanismi ancora non del tutto noti, per la loro capacità di sostituirsi all'acqua evitando la formazione di cristalli di ghiaccio e di impedire che le membrane cellulari vengano danneggiate (Cantarelli *et al.*, 1990).

Materiali e metodi

I test di tossicità e le prove di crioconservazione sono state effettuate su embrioni e larve di *Ophryotrocha labronica*, polichete iteroparo facilmente allevabile in laboratorio, che depone le uova in una matrice gelatinosa all'interno di un manicotto, ad intervalli di circa 20 giorni (Åkesson, 1973). Il controllo degli allevamenti effettuato giornalmente ha consentito di operare con uova

embrionate da non più di 24 ore e con larve appena sgusciate. E' stata testata la tossicità di otto criopreservanti in soluzione in acqua di mare preparata artificialmente al 35‰ a diverse molarità e per tempi di equilibratura di 5, 10 e 15 minuti (Tab. 1). Delle soluzioni testate sei sono costituite da sostanze che attraversano la membrana cellulare e due da una miscela composta da una sostanza in grado di attraversare la membrana e da uno zucchero. Le soluzioni che non sono risultate tossiche, che hanno cioè permesso la sopravvivenza totale di larve ed embrioni, sono state utilizzate per le prove di congelamento.

Le larve e gli embrioni da criopreservare vengono caricati all'interno di paillettes di piccolo diametro in modo da contenere minime quantità di crioprotettore e rendere molto brevi i tempi sia di congelamento che di scongelamento. Le tecniche di congelamento utilizzate sono due:

- congelamento ultra rapido che prevede l'immersione diretta delle paillettes in azoto liquido (-196 °C)
- congelamento lento che prevede un graduale abbassamento della temperatura mediante un congelatore programmabile CL856 CRYOLOGIC con seeding manuale. Il seeding induce la cristallizzazione e, nel nostro caso, viene fatto toccando la paillette con una pinzetta raffreddata in azoto liquido.

Lo scongelamento è stato effettuato, indipendentemente dal protocollo di congelamento seguito, mediante trasferimento diretto dall'azoto liquido ad un bagnomaria a 28 °C.

Tab. 1 - Composizione e concentrazione delle soluzioni crioprotettrici testate.
Composition and concentration of the cryoconservation solutions tested.

Criopreservanti	**Concentrazione delle soluzioni (moli/l)**					
Metanolo	0,5	1	1,5	2		
Glicole etilenico	0,5	1	1,5	2		
Glicole propilenico	0,5	1	1,5	2		
Glicerolo	0.5	1	1,5	2		
Saccarosio	0,5	1	1,5	2		
Dimetilsulfossido	0,5	1	1,5	2		
Dimetilsulfossido + glucosio	0,5+	1+	1,5+	2+		
	0,06	0,06	0,06	0,06		
Dimetilsulfossido + saccarosio	0,5+	1+	1,5+	2+	3+	3,5+
	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25

Risultati

Le prove di tossicità effettuate sulle uova embrionate e sulle larve hanno dato risultati diversi in relazione al tipo di crioprotettore, alla sua concentrazione e al tempo di equilibratura. Le larve presentano una maggiore resistenza nei confronti dei criopreservanti rispetto alle uova embrionate, infatti tutte le soluzioni saggiate non risultano tossiche, indipendentemente dal tempo di equilibratura, ad eccezione del saccarosio 0.5M e 2M. Le uova embrionate invece sono risultate molto sensibili agli effetti tossici dei crioprotettori, infatti la sopravvivenza è totale

soltanto con metanolo 2M, con glicole propilenico 0.5M, 1M e 1.5M, con saccarosio 1M e 1.5M e con le due miscele a tutte le molarità. La tossicità non risulta inoltre mai correlata ai tempi di equilibratura. Le prove di crioconservazione sono state eseguite sulle larve e sugli embrioni trattati con le soluzioni risultate non tossiche.

La crioconservazione eseguita con la tecnica del congelamento ultrarapido non ha mai dato risultati positivi dimostrando l'inefficacia dei trattamenti crioprotettivi. Gli unici risultati positivi sono stati ottenuti con il protocollo di congelamento lento dove, con le soluzioni di metanolo 2M e DMSO 0.5M + glucosio 0.06M, le uova embrionate sono sopravvissute per 5 giorni proseguendo lo sviluppo fino alla comparsa delle mandibole, con una percentuale simile a quelle osservata negli animali non trattati.

Discussione

La messa a punto di un protocollo di criopreservazione richiede l'individuazione dello stadio di sviluppo più appropriato e l'individuazione del criopreservante che offre la minima tossicità e la massima protezione (Berger *et al.,* 1994; Niemann *et al.,*1982; Parkes, 1956; Tada *et al.*, 1993). Le prove eseguite in questa ricerca hanno confermato che la tossicità è in relazione diretta con la concentrazione. Le miscele di DMSO e zucchero hanno dato sempre risultati positivi sia per le larve che per le uova embrionate, confermando l'efficacia del glucosio e del saccarosio come regolatori osmotici in grado di diminuire la tossicità dei criopreservanti (Leveroni Calvi *et al.*, 1994; Cantarelli *et al.*, 1990).

Con il protocollo di congelamento ultra rapido il danno sembra essere causato dalla formazione di cristalli di ghiaccio durante le fasi di congelamento, è ipotizzabile quindi che il crioprotettore non abbia sostituito completamente il liquido intracellulare durante il periodo di equilibratura. Anche con il congelamento lento le larve non sono sopravissute e il danno criogenico sembra uguale a quello provocato dal congelamento ultrarapido. Le prove di congelamento lento eseguite sulle uova embrionate hanno dato risultati positivi con metanolo 2M per 15 minuti e DMSO 0.5M + glucosio 0.06M per 15 minuti queste sostanze quindi hanno avuto un efficace ruolo di crioprotezione sulle uova embrionate di *O. labronica*. Con il congelamento lento il tempo effettivo di equilibratura viene notevolmente aumentato in quanto gli embrioni, che sono tenuti a temperatura ambiente, vengono raffreddati lentamente impiegando circa 30 minuti prima di raggiungere la temperatura di 0°C. Come sottolineato da Schneider (1986) la risposta degli embrioni al congelamento è differente per ogni specie perché riflette i cambiamenti fisiologici legati alle caratteristiche di permeabilità delle membrane cellulari in un particolare stadio di sviluppo. Anche la velocità di raffreddamento e il momento in cui viene effettuato il seeding sono elementi importanti che influiscono sul successo del procedimento criopreservante come dimostrano gli studi eseguiti su embrioni di *Brachydanio rerio* (Zhang *et al.*, 1993).

Bibliografia

ÅKESSON B. (1973) - Reproduction and larval morphology of five Ophryotrocha species (Polychaeta, Dorvilleidae). *Zool. Scr.,* **2**: 145-155.

BERGER T., DROBINS E.Z., FOLEY L., METZLER J.K., HORTON M. (1994) - Evaluation of relative fertility of cryopreserved goat sperm. *Theriogenology,* **41**: 711-717.

CANTARELLI M., GALLICCHIO D., FALZONI R., MASSARI A., VALLI B., LA SALA G.B. (1994) - La riproduzione umana assistita (R.U.A.): luci ed ombre di una nuova frontiera della terapia della sterilità involontaria. *Biologi Italiani*, **24**: 14-22.

GAMBI M.C., CASTELLI A., GIANGRANDE A., LANERA P., PREVEDELLI D., ZUNARELLI VANDINI R. (1994) - Polychaetes of commercial and applied interest in Italy: an overview. *Mém. Mus. Nat. His. nat. Paris,* **162**: 593-603.

LEVERONI CALVI S., ZOCCARATO I., GASCO L., ANDRIONE A. (1994) - Effetto della aggiunta di trealosio e/o albimina e della concentrazione di metanolo sulla motilità del seme crioconservato di carpa (*Cyprinus carpio* L.). *Riv. Ital. Acquacolt.*, **29**: 45-51.

NIEMANN H., SACHAR B., SCHILLING E., SMIDT D. (1982) - Improvements of survival rates of bovine blastocysts with sucrose for glycerol diluition after a fast freezing and thawing method. *Theriogenology,* **17**: 102.

PARKES A.S. (1956) - Preservation of living cells and tissues at low temperatures. Proc. III International Congress on Animal Reproduction. Plenary papers: 69-75.

TADA N., SATO M., AMANN E., OGAWA S. (1993) - Stage-dependent viability of mouse preimplantation embryos vitryfied with sugar-containing solution. *J. Reprod. Dev.*, **39**: 139-144.

ZHANG T., ROWUSON D.M., MORRIS G.J. (1993) - Cryopreservation of pre-hatch embryos of zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Aquat. living resour.*, **6**: 145-153.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 504-507

L.A. Chessa, A. Pais, S. Serra, M. Scardi*, L. Ligios

Dipartimento di Scienze Zootecniche, Università di Sassari,
Via E. De Nicola, 9 - 07100 Sassari, Italia.
*Lab. di Oceanologia Biologica, Stazione Zoologica "A. Dohrn" – Napoli, Italia.

PREFERENZE ALIMENTARI DELLA MAGNOSA, *SCYLLARIDES LATUS* (LATREILLE, 1803), IN CATTIVITÀ

FEEDING PREFERENCES OF SLIPPER LOBSTER, *SCYLLARIDES LATUS* (LATREILLE, 1803), IN CAPTIVITY

Abstract

*Four different types of Molluscs (*Patella, Bolinus, Tapes *and* Mytilus*) were tested to assess feeding preferences of* Scyllarides latus *(Latreille, 1803) in captivity. The results of the trials indicated that* Patella *was the preferred food-item followed by* Mytilus, *while the other 2 species of Molluscs were only occasionally consumed.*

Key-words: *Scyllarides latus*, slipper lobster, feeding behaviour.

Introduzione

Osservazioni *in situ*, unitamente ad informazioni derivate dalla bibliografia (Martins, 1985; Spanier *et al.*, 1993) e dalle esperienze di pescatori professionisti, sembrerebbero dimostrare che la grande cicala *Scyllarides latus* (Latreille, 1803) sia un consumatore abituale di Molluschi. La carenza di studi specifici sulle sue preferenze alimentari, tuttavia, ci ha indotto ad intraprendere questa ricerca, mirata in larga misura a verificare la suddetta ipotesi.

Materiali e metodi

Le prove sono state condotte in una vasca di vetroresina in condizioni controllate di temperatura (18 °C), salinità (37‰), O_2 e pH, dal 10 ottobre al 23 dicembre 1996. Dopo una breve fase di adattamento, 10 magnose (8 femmine e 2 maschi aventi lunghezza carapace compresa tra 90 e 137 mm), tenute a digiuno per una settimana, sono state individualmente messe a scegliere tra 4 differenti items alimentari: 2 Gasteropodi (*Patella* e *Bolinus*) e 2 Bivalvi (*Mytilus* e *Tapes*). Di ciascun item sono stati forniti 4 esemplari e l'esperimento ha avuto, per ogni magnosa, la durata di 5 giorni. Quotidianamente sono stati annotati sia il tipo di cibo preferito sia la quantità consumata. I dati sono stati organizzati in tavole di contingenza e sottoposti ad un test di χ^2. In particolare è stata testata l'ipotesi nulla di casualità nel consumo degli items e quella di indipendenza fra numero di pezzi consumati ed items. È stata inoltre effettuata un'analisi delle corrispondenze su una matrice individui x items i cui elementi corrispondevano alle quantità consumate.

Risultati

I risultati del test di χ^2 hanno permesso di rigettare l'ipotesi nulla di casualità del consumo degli items (Tab. 1). La frequenza dei casi in cui è stata

Tab. 1 - Test di χ^2 per la casualità del consumo delle categorie di cibo.
Chi-square test for food-items consumption by chance.

Frequenze osservate

Consumo	*Mytilus*	*Tapes*	*Patella*	*Bolinus*	Totali
si	24	30	102	19	175
no	176	170	98	181	625
	200	200	200	200	800

Frequenze attese

Consumo	*Mytilus*	*Tapes*	*Patella*	*Bolinus*	Totali
si	43,75	43,75	43,75	43,75	175
no	156,25	156,25	156,25	156,25	625
	200	200	200	200	800

Consumo	*Mytilus*	*Tapes*	*Patella*	*Bolinus*
si	8,9157	4,3214	77,5557	14,0014
no	2,4964	1,2100	21,7156	3,9204

$\chi = 134,1367$

P(0,05)= 7,8147
P(0,01)= 11,3449

consumata *Patella*, inoltre, è risultata significativamente superiore a quella attesa, mentre per tutti gli altri è stata inferiore. La preferenza per questo item è risultata frequentemente associata al consumo, sia pure meno frequente, di *Mytilus*.

Anche un secondo confronto di maggior dettaglio, quello cioè tra items e quantità consumata, ha consentito di rigettare l'ipotesi nulla di indipendenza. Infatti per *Patella* sono stati significativamente più frequenti dell'attesa i casi in cui sono stati consumati 2 ed anche 3-4 individui e significativamente meno quelli con 0 o 1. Per *Bolinus*, invece, sono stati significativamente più frequenti dell'attesa i casi in cui non c'è stato consumo. Per *Tapes* non ci sono stati scarti da un consumo casuale se non per il caso di 3-4, ove però il consumo è risultato significativamente meno frequente rispetto all'attesa. Per *Mytilus* è stato significativamente più frequente il caso di 1 pezzo consumato e, viceversa, meno quello di 2 o più.

Per quanto concerne l'analisi delle corrispondenze, osservando il modello di ordinamento di Fig. 1, si nota che nello spazio definito dai primi 2 assi la maggior parte degli individui è disposta in prossimità del punto-item *Patella*. Ciò descrive efficacemente la netta preferenza per questo item che, come si può osservare, si trova più frequentemente associato a *Mytilus* rispetto che a *Tapes* o *Bolinus*. Questi ultimi, infatti, si ordinano al polo opposto del 1° asse. I punti individuo situati in prossimità di tali items rappresentano non più del 15-20% del totale

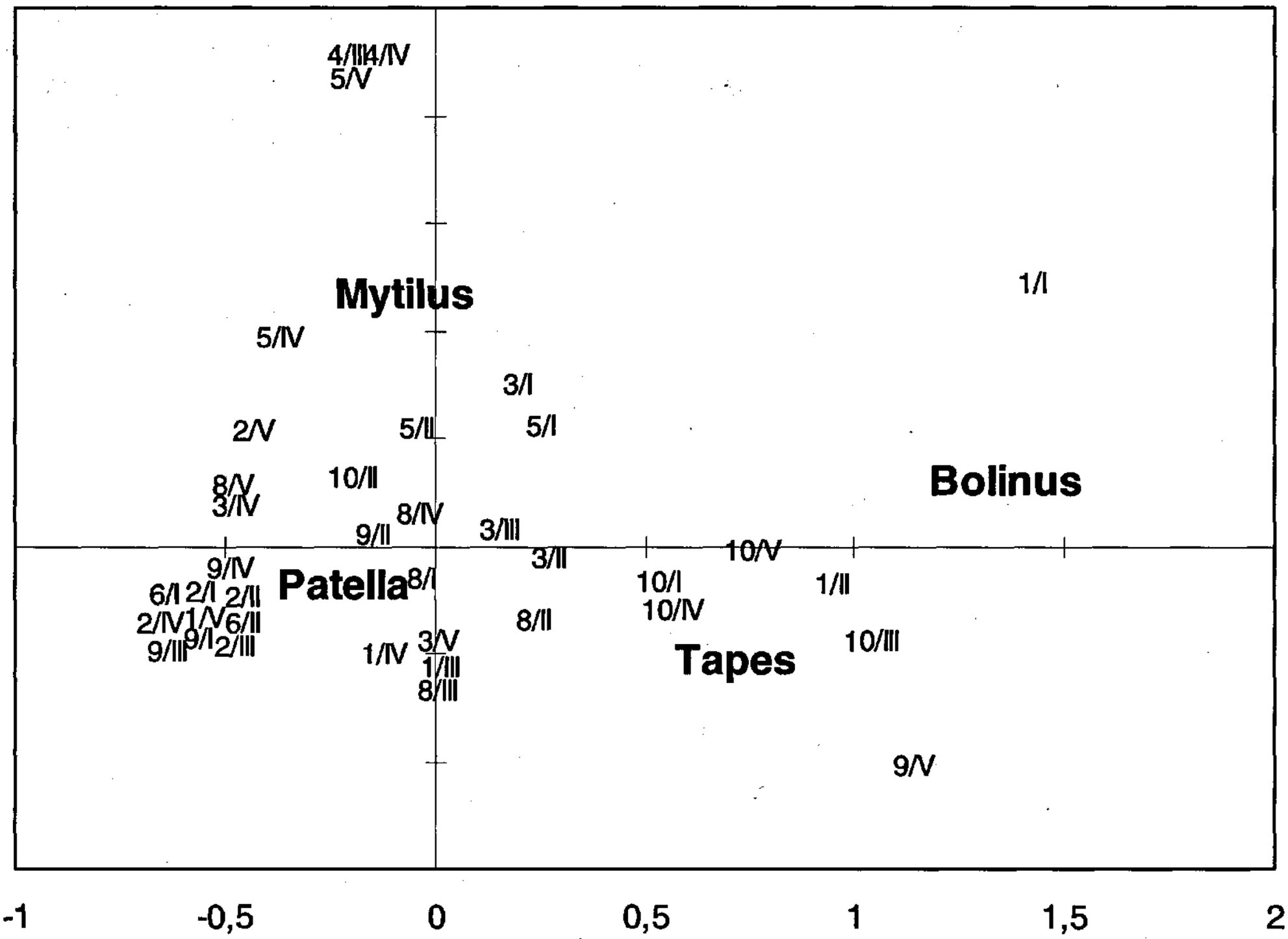


Fig. 1 - Analisi delle corrispondenze tra gli esemplari di *Scyllarides latus* e le categorie di cibo esaminate (il numero arabo indica l'individuo, quello romano il giorno di esperimento).

Correspondence Analysis between *Scyllarides latus* specimens and food-items tested (arabian number indicates the specimen, roman number the day of the trial).

delle osservazioni. Fra di essi, comunque, ricorre ben 4 volte su 5 l'individuo 10, che corrisponde alla magnosa di taglia più grande, e 2 volte su 5 l'individuo 1 che corrisponde, viceversa, a quella di taglia più piccola.

Conclusioni

Il consumo delle 4 categorie di cibo esaminate non è casuale. *Patella* sembra essere l'item di gran lunga preferito e ricercato: il numero di pezzi consumati è infatti significativamente più elevato rispetto alle altre categorie di cibo. *Mytilus* risulta abbastanza appetito, mentre per gli altri items il consumo appare meno frequente rispetto all'attesa o, addirittura, casuale (*Tapes*).

Sebbene non sia al momento possibile trarre conclusioni definitive sulle relazioni fra preferenze alimentari e taglia del predatore, va sottolineato il fatto che l'unico esemplare di piccole dimensioni non ha espresso un particolare orientamento alimentare, mentre quello più grande ha dimostrato di preferire *Tapes* e *Bolinus*.

Scyllarides latus, al pari di molte altre specie di Crostacei Macruri Reptanti, dimostra scarsa selettività alimentare e grandi doti di opportunismo trofico (legate verosimilmente alle sue modeste capacità offensive) che orienterebbero la specie verso prede caratterizzate da bassa mobilità o, presumibilmente, verso la necrofagia.

Bibliografia

MARTINS H.R. (1985) - Biological studies of the exploited stock of the Mediterranean locust lobster *Scyllarides latus* (Latreille, 1803) (Decapoda: Scyllaridae) in the Azores. *Journal of Crustacean Biology*, **5** (2): 294-305.

SPANIER E., ALMOG-SHTAYER G., FIEDLER U. (1993) - The Mediterranean slipper lobster *Scyllarides latus* - the known and unknown. *Bios*, **1**: 49-58.

Lavoro eseguito con contributo MURST 40%.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 508-513

A. CIATTAGLIA, M. DI BITETTO*, E. R. UGOLINI**

Techno.S.E.A. srl - Via Fosse di Castello, 6 - 00195 Roma, Italia.
*Maja scrl – Roma, Italia.
**C.I.R.S.PE. scrl – Roma, Italia.

ALLEVAMENTO DI SPIGOLE ED ORATE IN GABBIE GALLEGGIANTI E SOMMERSE LUNGO LE COSTE ITALIANE

ITALIAN SEABASS AND SEABREAM FARMING IN FLOATING AND SUBMERGED CAGES

Abstract

The present paper aims at being a cognitive contribution to the actual production of seabass and seabream farming in floating and submerged cage in the italian seas. Total Volume Available is been calculated in order to compare all intensive rearing techniques production, and cages production data.

Key-words: Seabass farming, seabream farming, floating cages, submerged cages, italian seas.

Introduzione

Negli ultimi dieci anni la produzione ittica in gabbie ha conosciuto un notevole sviluppo anche in Europa. Quest'ultima, con circa 7500 gabbie installate, è al secondo posto dopo il Giappone (31.000 strutture circa installate) per numero di strutture impegnate in questa forma di allevamento (Roncarati e Ciattaglia, 1996). Solo in Norvegia (primo produttore mondiale di salmoni) sono presenti oltre 1200 aziende che utilizzano strutture galleggianti o sommerse (Fish Farming International, 1995). La Comunità Europea sta supportando lo sviluppo del settore nel Mediterraneo che con circa 3600 gabbie è la più importante area di produzione per spigole ed orate (Roncarati e Ciattaglia, 1996), infatti in Grecia nel 1994 erano 180 le aziende censite che operavano con gabbie galleggianti (Prickett, 1994). In Italia il settore specifico stenta a decollare, in primo luogo a causa della morfologia delle coste, che diversamente da altri paesi del Mediterraneo, non presentano aree riparate. Sono inoltre presenti difficoltà relative all'ottenimento delle concessioni demaniali e conflitti con altre attività. Scopo di questo lavoro è stato cercare di quantificare la produzione ittica della maricoltura italiana proveniente da allevamenti in gabbia, considerando le principali due specie oggetto di allevamento: spigola e orata . Attualmente, nei dati riferiti alle produzioni di queste due specie, vengono considerati anche i quantitativi provenienti da impianti *land-based*, nei quali risulta difficile estrapolare la produzione relativa agli impianti della sola maricoltura in gabbie e stimarne, quindi, la conseguente potenzialità.

Materiali e metodi

In questo lavoro, per valutare il contesto produttivo italiano, si è utilizzato come termine di riferimento un parametro da noi indicato come V*olume Utile Totale* (VUT). Il VUT presente negli impianti è il volume utile totale disponibile

per l'allevamento, misurato in m^3. Anche sapendo che il VUT non rappresenta un dato di produzione effettivo, viste le disomogeneità delle densità adottate dagli allevatori anche in relazione alle caratteristiche ambientali del proprio sito, riteniamo che questo indice possa essere un contributo alla conoscenza delle dimensioni e delle potenzialità produttive nazionali del settore maricoltura.

I dati sono stati raccolti attraverso dirette comunicazioni con i responsabili di produzione delle aziende del settore specifico.

I VUT sono stati calcolati considerando 5 distinte aree geografiche, quali: Adriatico, Ionio, Tirreno, Sicilia e Sardegna.

Risultati

Dall'indagine emerge che i maggiori poli produttivi italiani sono: Gaeta (LT), La Spezia, Trieste, Monfalcone (GO) e Golfo Aranci (SS). Gli impianti sono collocati in zone relativamente riparate e rappresentano il 56% del volume totale di allevamento in gabbie a livello nazionale, con un VUT di circa 181.600 m^3 (Figg.1,2). Le Figg. 3,4,5,6 indicano il VUT disponibile nelle varie aree geogra-

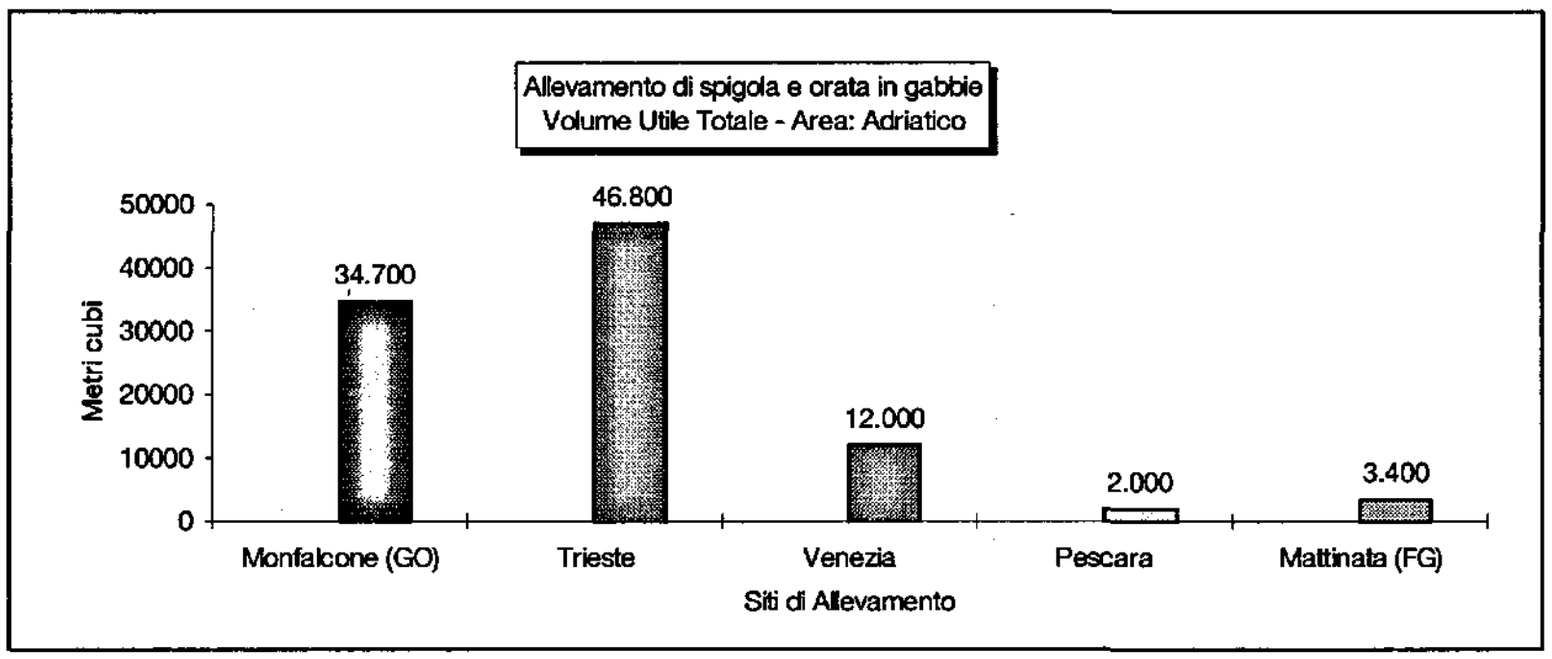


Fig. 1 - Allevamento di spigola e orata in gabbie.
Volume Utile Totale - Area: Adriatico.
Seabass and seabream farming in cages. Total Volume Available in the Adriatic area.

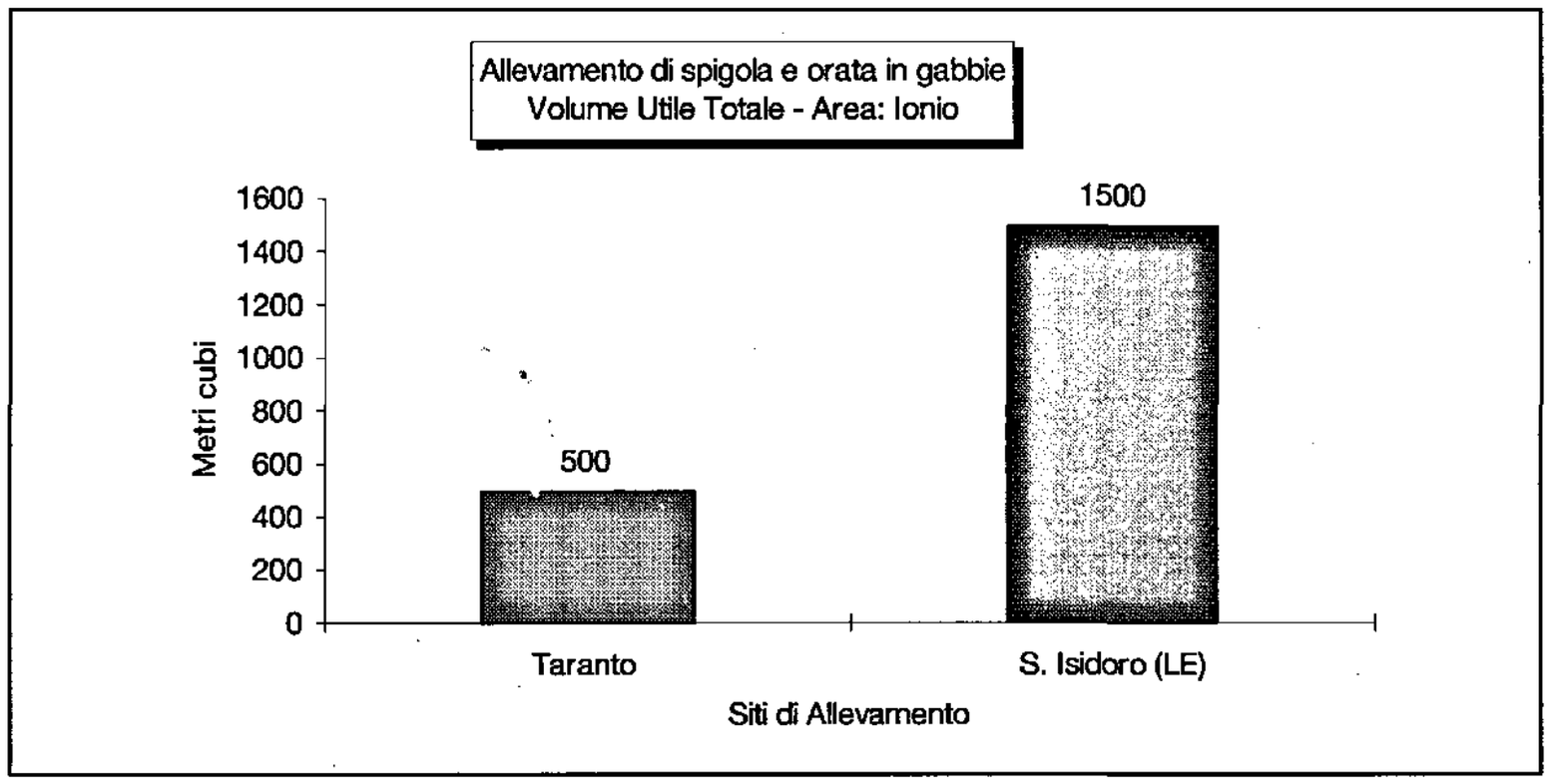


Fig. 2 - Allevamento di spigola e orata in gabbie.
Volume Utile Totale - Area: Ionio.
Seabass and seabream farming in cages. Total Volume Available in the Ionian area.

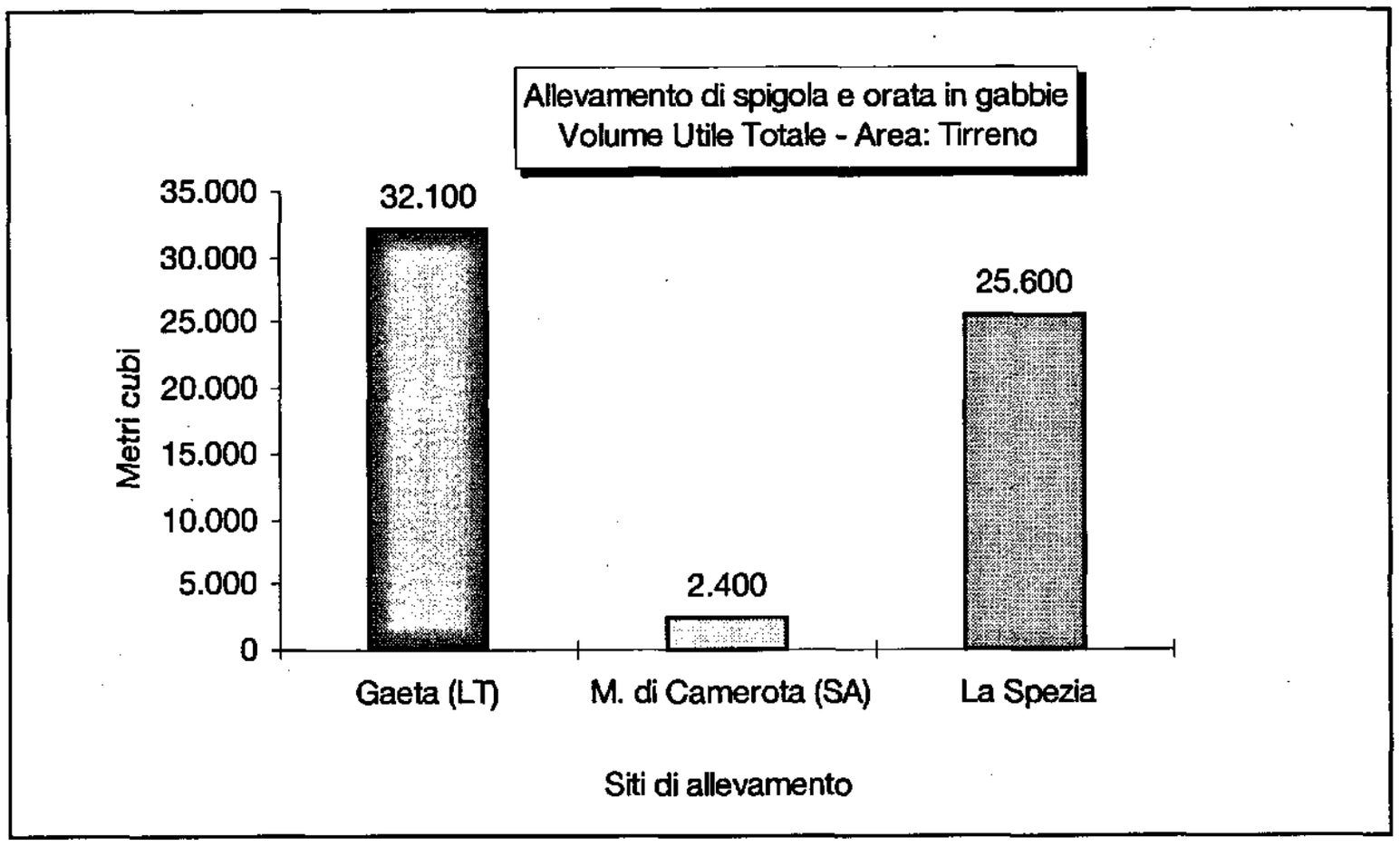


Fig. 3 - Allevamento di spigola e orata in gabbie.
Volume Utile Totale - Area: Tirreno.
Seabass and seabream farming in cages. Total Volume Available in the Tyrrhenian area.

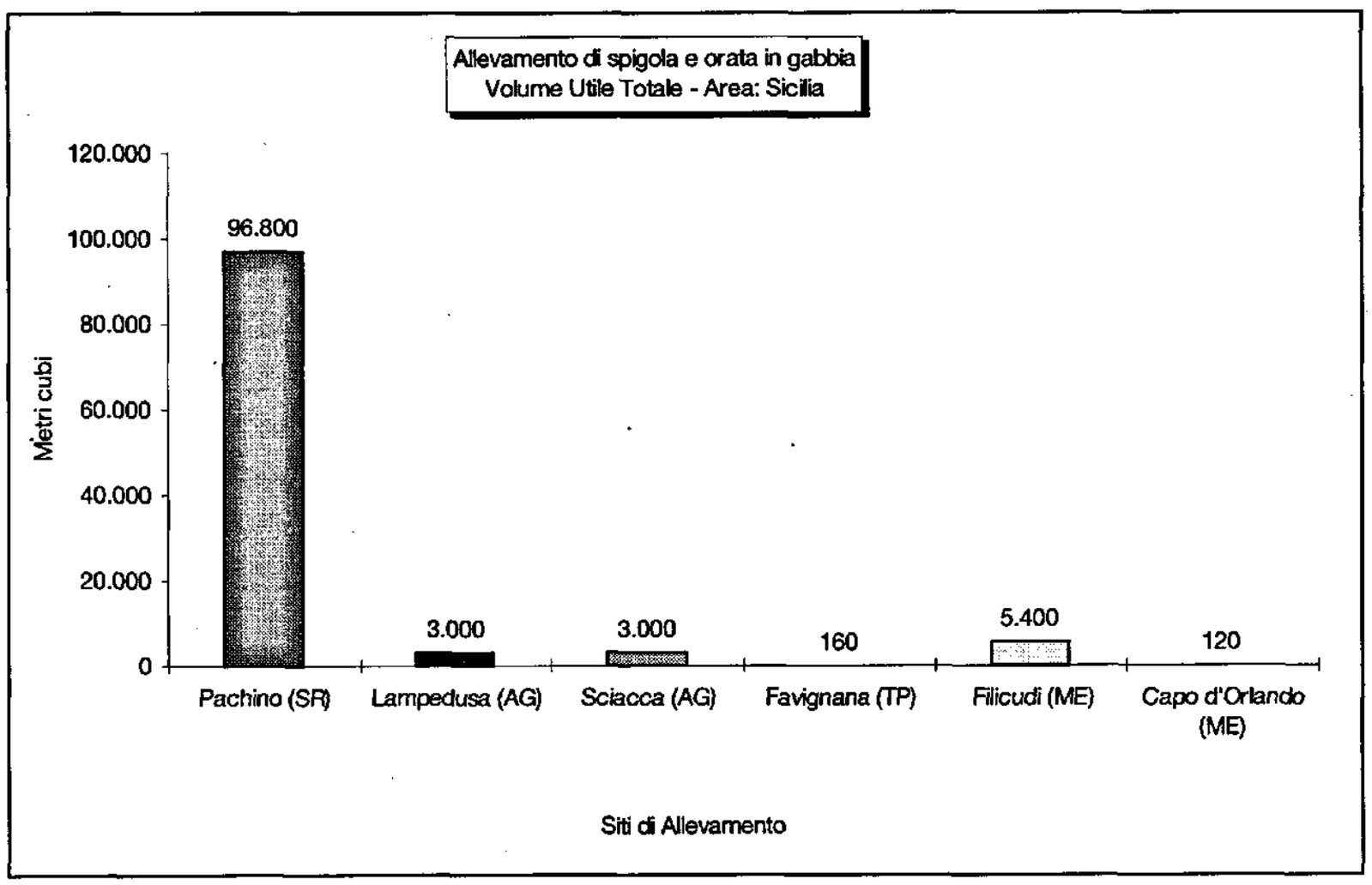


Fig. 4 - Allevamento di spigola e orata in gabbia.
Volume Utile Totale - Area: Sicilia.
Seabass and seabream farming in cages. Total Volume Available in the Sicilian area.

fiche considerate. L'area di maggior capacità produttiva è risultata quella di Pachino (SR) in Sicilia, dove opera un'unica azienda (VUT 96.800 m^3 pari al 30% delle produzione in gabbia a livello nazionale e 82% a livello regionale) (Fig.7). Questa è anche tra le pochissime realtà italiane posizionate in mare aperto in zone molto esposte. E' stato poi calcolato il valore globale del VUT di tutto il settore dell'allevamento ittico in gabbie e moltiplicato per un indice produttivo per m^3 pari a 8 kg che rappresenta un ipotetico valore medio di densità, frutto delle

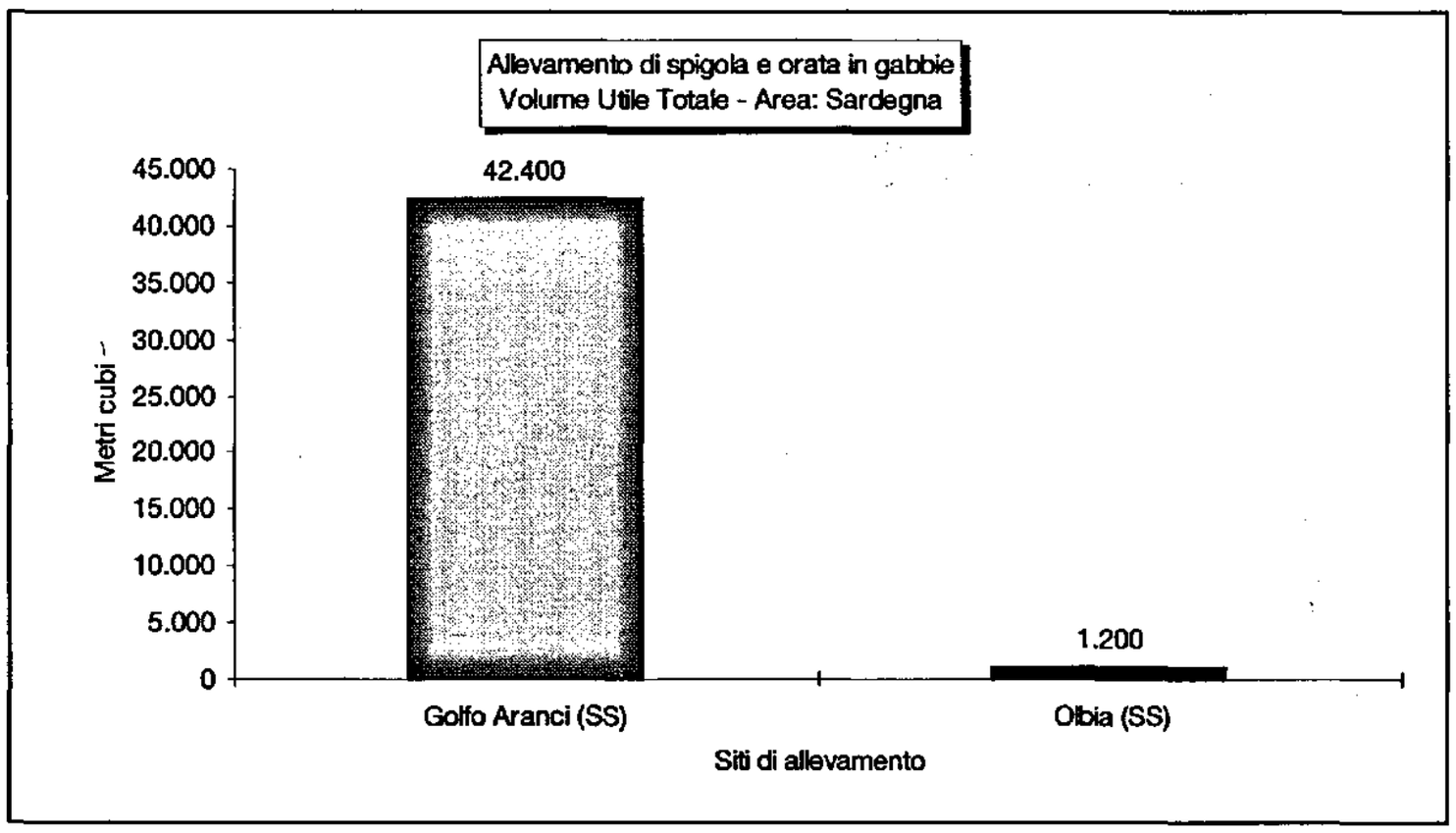


Fig. 5 - Allevamento di spigola e orata in gabbie. Volume Utile Totale - Area: Sardegna.
Seabass and seabream farming in cages. Total Volume Available in the Sardinian area.

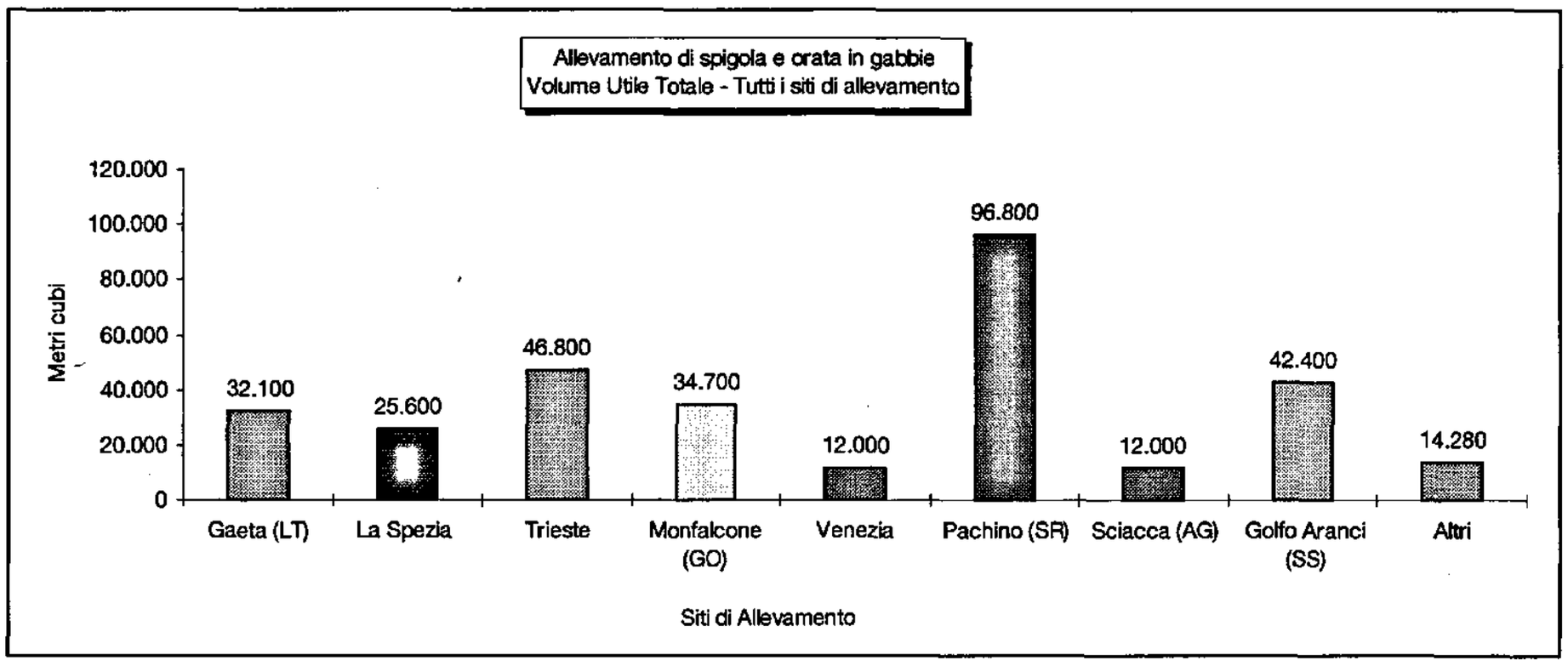


Fig. 6 - Allevamento di spigola e orata in gabbie. Volume Utile Totale - Tutti i siti di allevamento.
Seabass and seabream farming in cages. Total Volume Available in all farming sites.

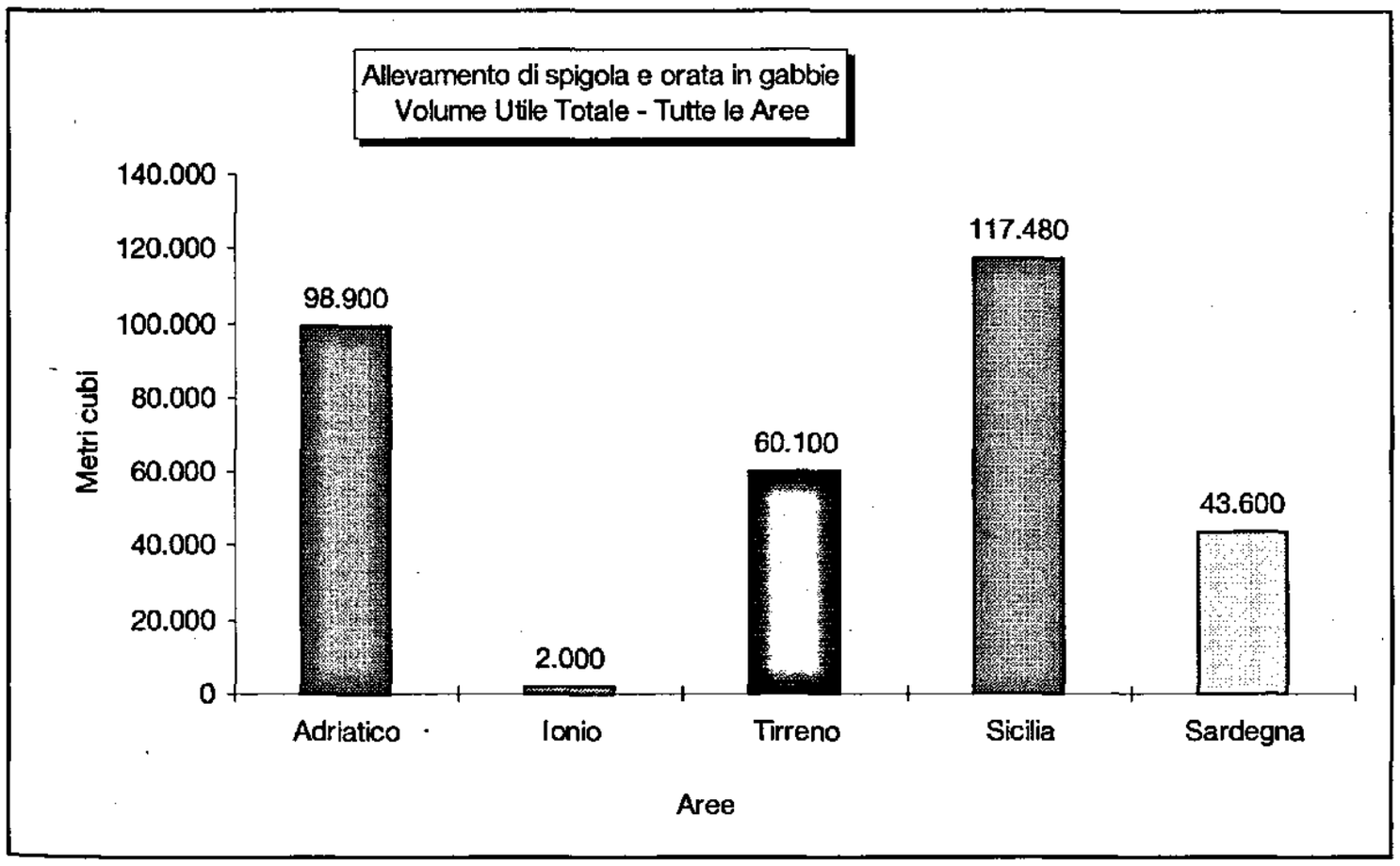


Fig. 7 - Allevamento di spigola e orata in gabbie. Volume Utile Totale - Tutte le Aree.
Seabass and seabream farming in cages. Total Volume Available in all areas.

comunicazioni personali con i responsabili tecnici di alcuni impianti di maricoltura. La scelta dell'indice evidenzia quanto potenzialmente potrebbe incidere questa metodica di allevamento rispetto alle altre forme di intensivo di spigole ed orata. Il VUT risulterebbe pari a 322.080 m^3 e corrisponderebbe ad una produzione stimata di spigola e orata di circa 2500 t.

Conclusioni

Come precedentemente accennato nell'introduzione, i dati della produzione della maricoltura italiana in gabbia sono molto scarsi. In quei lavori dove l'indice di produzione è presente, le spigole e le orate allevate in gabbia rappresentano circa il 35% del totale prodotto per queste due specie (ISMEA, 1996; Stephanis, 1996). La Fig. 8 e la Fig. 9 confrontano il VUT calcolato con quello di altri autori (ISMEA, 1996; Stephanis, 1996), di cui sono disponibili i dati di produzione.

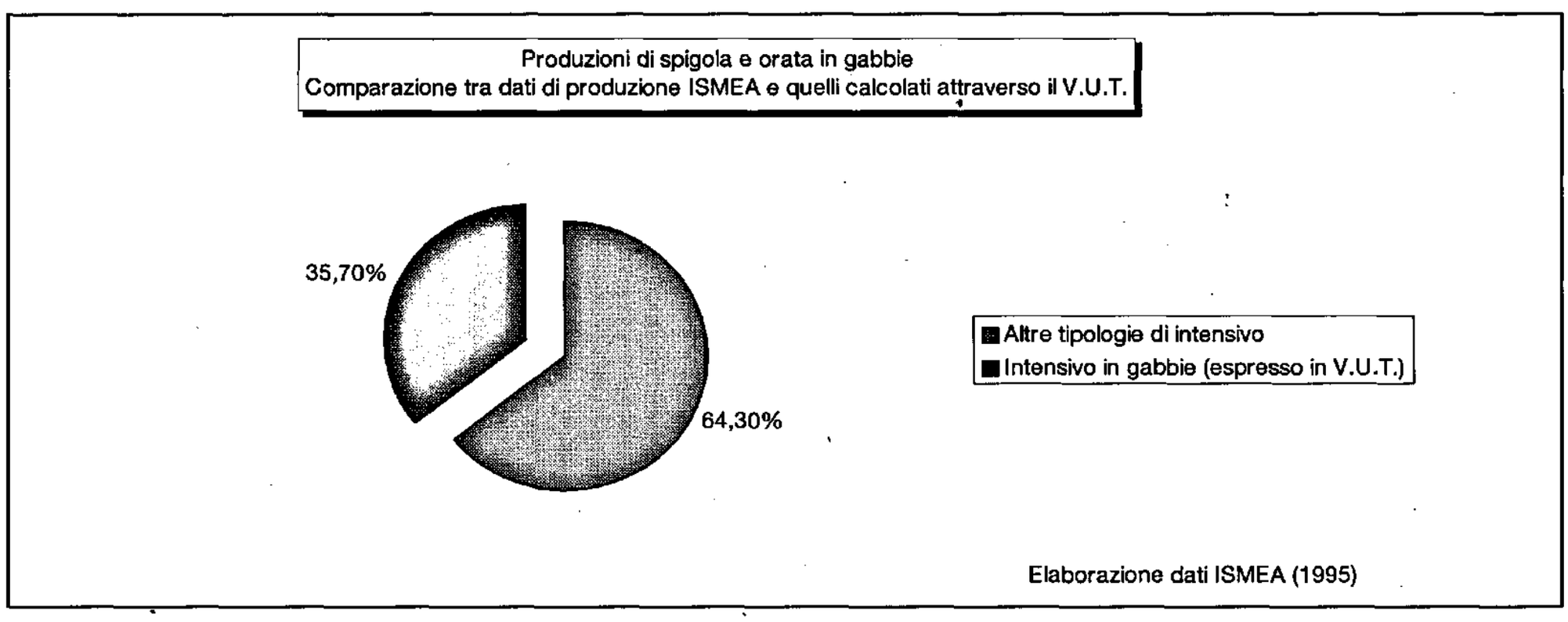


Fig. 8 - Produzioni di spigola e orata in gabbie.
Comparazione tra dati di produzione ISMEA e quelli calcolati attraverso il V.U.T.
Production of seabass and seabream in cages. Comparison between the data of ISMEA and those calculated from the Total Volume Available.

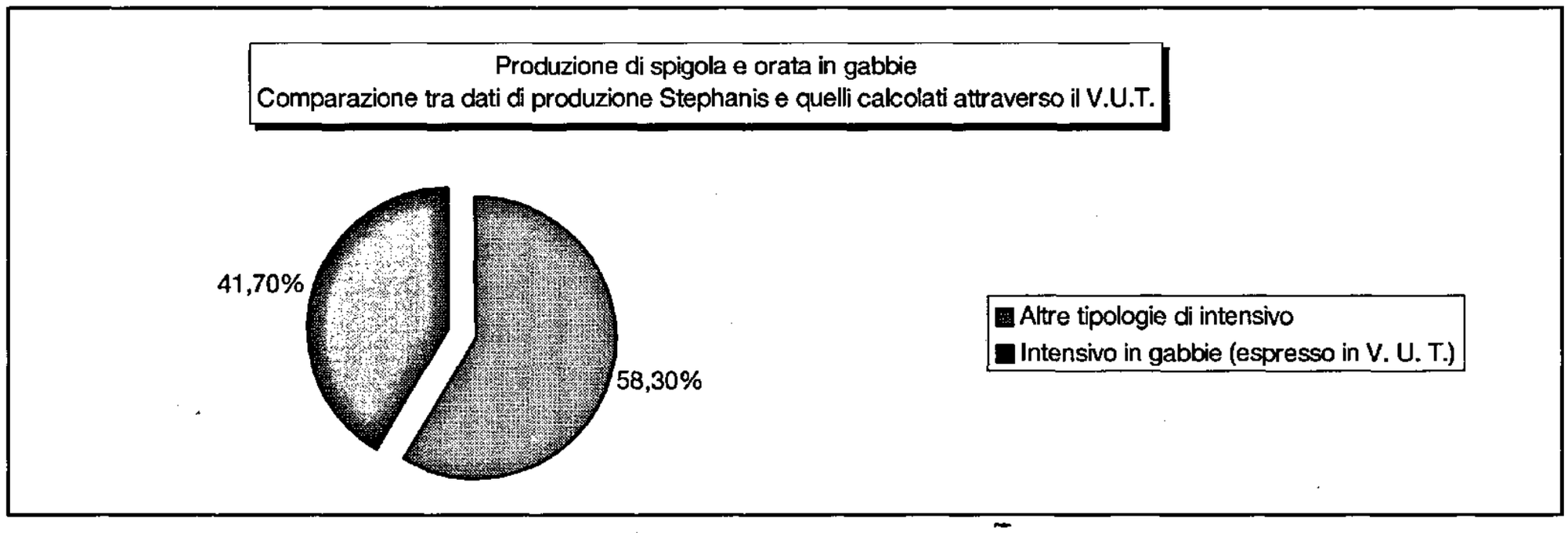


Fig. 9 - Produzione di spigola e orata in gabbie.
Comparazione tra dati di produzione Stephanis e quelli calcolati attraverso il V.U.T.
Production of seabass and seabream in cages. Comparison between the data of Stephanis' production and those calculated from the Total Volume Available.

Avendo stimato la produzione su valori di 8 kg/m^3 disponibile (e riteniamo in difetto piuttosto che in eccesso), le potenzialità di questa tecnologia anche in rapporto al limitato numero di iniziative esistenti potrebbe essere incoraggiante. Riteniamo che per la particolare orografia della costa italiana, condizionerà gli ulteriori sviluppi dell'allevamento in gabbia, verso zone definite *off-shore* con strutture probabilmente sommerse o sommergibili.

Bibliografia:

ISMEA (1996) - *Filiera pesca e acquacoltura*. Ed. *ISMEA*, Roma: 303 pp.

FISH FARMING INTERNATIONAL (1995) - *Norway, Salmonid Ongrowing*. La Tene Maps Ltd, ed.

PRICKETT (1994) - List of Farms in Greece. Comm. pers., Marine Farm Tech. Ltd.

RONCARATI A., CIATTAGLIA A. (1996) - Maricoltura in gabbia. *Informatore Zootecnico*, **5:** 135-139.

STEPHANIS J. (1996) - Mediterranean aquaculture industry trends in production, markets & marketing. In: Chatain B., Saroglia M., Sweetman J., Laurens P. (eds), *Seabass and Seabream culture: problems and prospects* Handbook of contributions presented at Verona, Italy, October 16-18,1996, EAS, Oostende: 7-23.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 514-516

G. Maricchiolo, F. Patti, V. Micale, L. Genovese

Istituto Sperimentale Talassografico CNR, Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.

ASPETTI CELLULARI DELLO SVILUPPO OVOCITARIO IN *PAGELLUS ERYTHRINUS* (LINNEO, 1758)

CELLULAR ASPECTS OF OOCYTE DEVELOPMENT IN *PAGELLUS ERYTHRINUS*

Abstract

The current paper reports an histological and histochemical study of oocyte development in Pagellus erythrinus. *Six maturity stages of oocytes are described during the pre-spawning period.*

Key-words: *Pagellus erythrinus*, Oogenesis, Histochemistry.

Introduzione

Il pagello fragolino, *Pagellus erythrinus* (Linneo, 1758) è un pesce demersale appartenente alla famiglia degli Sparidi, distribuito in tutto il Mediterraneo e lungo le coste dell'Atlantico Orientale (Larrañeta, 1964; Tortonese, 1970). Presenta ermafroditismo proteroginico con elevata frequenza di maschi primari e raggiunge la prima maturità sessuale all'età di 1 anno. Il periodo riproduttivo va da Aprile a Settembre, con lievi differenze in relazione alla latitudine.

Il valore di mercato e la capacità di adattamento all'ambiente segregato ne fanno una tra le specie più promettenti per la diversificazione in acquacoltura. Allo stato attuale le conoscenze sulla biologia di questa specie sono ancora limitate. In particolare, gli aspetti inerenti il ciclo riproduttivo meritano di essere ampliati al fine di ottimizzare la gestione dei broodstocks. In quest'ottica è stato condotto uno studio istologico ed istochimico sull'oogenesi.

Materiali e metodi

Lo studio è stato effettuato su 52 esemplari selvatici di taglia compresa fra 16.5 e 41.0 centimetri catturati nel Tirreno meridionale nei mesi di Aprile 1995 e Maggio 1996.

Porzioni di tessuto gonadico sono state fissate in formalina tamponata al 4% ed incluse in paraffina. Sezioni di 5 mm sono state colorate con Ematossilina/Eosina per l'indagine istologica di routine e sottoposte alle reazioni acido periodico-Schiff (PAS) (McManus, 1948) e mercurio-blu di bromofenolo (Bonhag, 1955; Chapman, 1975) per l'identificazione, rispettivamente dei carboidrati e delle proteine.

Risultati

Tutti gli esemplari esaminati si trovavano in fase pre-maturativa. Nel tessuto ovarico sono stati identificati sei stadi di sviluppo ovocitario, che vengono qui di seguito descritti:

Stadio della cromatina nucleolare

Gli ovociti misurano 17-30 mm. Il nucleo occupa la maggior parte del volume cellulare ed il rapporto nucleo-citoplasmatico (N/C) è circa il 70%. All'interno del nucleo sono presenti pochi nucleoli leggermente basofili frammisti a cromatina.

Stadio perinucleolare precoce

Gli ovociti misurano 30-80 mm ed il valore del rapporto N/C è circa il 55%. Il citoplasma è fortemente basofilo. I nucleoli, anch'essi basofili, aumentano di numero (6-12) e dimensione e, alla fine di questo stadio, cominciano a spostarsi verso la periferia del nucleo.

Stadio perinucleolare tardivo

Gli ovociti misurano 80-160 mm ed il valore del rapporto N/C è circa il 55%. Il citoplasma è leggermente basofilo e di aspetto granuloso. I nucleoli si dispongono contro la membrana nucleare ed incominciano ad appiattirsi. All'interno del nucleo, i cui contorni appaiono ancora regolari, sono chiaramente visibili i cromosomi. Alla fine di questa fase diventano visibili per la prima volta i nuclei appiattiti delle cellule follicolari

Vitellogenesi iniziale

Gli ovociti misurano 140-200 mm ed il valore del rapporto N/C è di circa il 45%. Il nucleo diventa convoluto ed appare leggermente acidofilo. Il citoplasma continua ad avere aspetto granuloso. Iniziano ad apparire vescicole sia in posizione perinucleare che alla periferia del citoplasma, che gradualmente aumentano di numero e dimensioni. Si nota una netta separazione tra vescicole perinucleari ed alveoli corticali, disposti alla periferia del citoplasma. Gli alveoli corticali risultano PAS positivi, quindi a contenuto mucopolisaccaridico. E' visibile la zona radiata (ZR) sottile, PAS positiva. Sono distinguibili granulosa e teca.

Vitellogenesi proteica stadio I

Gli ovociti misurano 200-300 mm ed il valore del rapporto N/C è circa il 40%. Il nucleo, acidofilo, è molto convoluto. Frammisti a vescicole, sono chiaramente visibili granuli di vitello (2-5 mm) che si colorano intensamente con l'eosina e risultano positivi alla reazione istochimica per le proteine. La ZR si ispessisce (1.5-3 mm).

Vitellogenesi proteica stadio II

Gli ovociti misurano 210-350 mm. Il valore del rapporto N/C è circa il 40%. I granuli di vitello proteico aumentano di numero e dimensione (5-12 mm) e formano un anello compatto nella zona centrale del citoplasma. I granuli più piccoli sono dispersi tra le vescicole, le quali si ingrandiscono (2-19 mm) e si compattano in zona juxta-nucleare, mentre gli alveoli corticali formano un anello alla periferia del citoplasma. La ZR (4-5 mm) appare bipartita e con aspetto finemente striato. Delle due porzioni di cui è composta la ZR solo quella esterna risulta positiva alla PAS. Le cellule della granulosa diventano prominenti.

Discussione e conclusioni

Nella maggior parte dei Teleostei le prime inclusioni che si osservano nell'ooplasma durante la fase di crescita gonadotropino-dipendente sono gli alveoli corticali (Wallace e Selman, 1981).

In *P. erythrinus* le indagini istochimiche hanno messo in evidenza la comparsa contemporanea di alveoli corticali PAS positivi e di un secondo tipo di vescicole, di natura verosimilmente lipidica. Al principio dello stadio di vitellogenesi iniziale i due tipi di inclusione, distribuiti in tutto il citoplasma, sono riconoscibili solo istochimicamente, mentre alla fine di questo stadio si differenziano nettamente anche in funzione della loro localizzazione citoplasmatica.

L'istochimica per le proteine, inoltre, mette in risalto, in questa specie, la precoce deposizione dei granuli di vitello. Questa determina una breve durata dello stadio di vitellogenesi iniziale e, addirittura, una sorta di sovrapposizione tra i primi due stadi della vitellogenesi.

Generalmente la deposizione del vitello è accompagnata da un rapido incremento in volume delle dimensioni dell'ovocita. In *P. erythrinus* ovociti in fase di vitellogenesi avanzata appaiono ancora di dimensioni alquanto modeste. E' probabile che l'incremento di volume dell'ovocita sia devoluto agli stadi finali della vitellogenesi, dei quali, tuttavia, non si è potuto avere riscontro, poiché le osservazioni sono state effettuate tutte su esemplari in fase pre-maturativa.

Bibliografia

BONHAG P.F. (1955) - Protein, peptides and amino acids. In: Pearse A.G.E. (ed), *Histochemistry. Theoretical and Applied*. Churchill Livingstone, Edinburgh, London, Melbourne and New York 1985, vol. 2: 441-537 pp.

CHAPMAN D.M. (1975) - Protein, peptides and amino acids. In: Pearse A.G.E. (ed), *Histochemistry. Theoretical and Applied*. Churchill Livingstone, Edinburgh, London, Melbourne and New York 1985, vol. 2: 441-537 pp.

LARRAÑETA M.G. (1964) - Sobre la biologia de *Pagellus erythrinus* (L.) especialmente de las costas de Castellòn. *Inv. Pesq.*, **27**: 121-146.

MCMANUS J.F.A. (1948) - Carbohydrates. In: Sheehan Dezna C., Hrapchak Barbara B. (eds), *Theory and practice of histotechnology*, Battelle Press, Columbus, Richland: 159-179 pp.

TORTONESE E. (1970) - *"Osteichthyes" (Pesci Ossei) part. 2, vol. II.* Edizioni Calderini, Bologna.

WALLACE R.A., SELMAN K. (1981) - Cellular and dynamic aspect of oocyte growth in teleosts. *Am. Zool.*, **21**: 325-343.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 517-521

G. Prioli, M. Maffei, P. Piva, N. Mietti

M.A.R.E. Ricerca Pesca e Acquacoltura, Via Murri, 88 - 47841 Cattolica (RN), Italia.

PROVE DI ALLEVAMENTO DI ORATA IN MARE APERTO IN GABBIE SEMI-SOMMERSE

OFFSHORE REARING TRIALS OF *SPARUS AURATA* (LINNAEUS, 1758) IN SEMI-SUBMERGED CAGES

Abstract

The present work deals with the performances of a simple and economical cage for offshore fish-farming linked to the long-line system. The data on a culture cycle of Sparus aurata *(August 1995 - December 1996) are reported.*

Key-words: semi-submerged cages, *Sparus aurata*, offshore fish-farming, Adriatic Sea.

Introduzione

Lungo la costa dell'alto e medio Adriatico la pratica della mitilicoltura in impianti del tipo a *long-line* ha attualmente raggiunto un'elevata estensione; tali impianti vengono gestiti con buona padronanza dagli allevatori (Giovanardi e Prioli, 1994), i quali si stanno rivolgendo al mondo della ricerca al fine di inserire negli stessi anche altre forme di allevamento per diversificare le produzioni.

In quest'ottica, lo scopo principale della presente ricerca è consistito nel realizzare una prova sperimentale di allevamento di *Sparus aurata* in gabbie semi-sommerse, collocandole all'interno di un impianto di molluschicoltura, verificandone le rese produttive.

Materiali e metodi

La sperimentazione si è svolta presso l'impianto di molluschicoltura dell'Associazione Produttori Pesca di Cattolica (Lat. 43° 59' 39" N - Long. 12° 44' 18" E), situato a circa 1,5 miglia dalla costa e posizionato su una batimetrica di circa 11 metri; più precisamente tra due filari, della lunghezza di circa 200 m ciascuno, posti in prossimità del confine orientale dell'impianto.

Nel luglio '94, successivamente ad una prima fase progettuale (AA.VV., 1990; Barnabé, 1990; Beveridge Malcom, 1987; Braaten e Dahle, 1990), si è collocato *in situ* il prototipo delle strutture sommerse, utilizzando due gabbie in rete differenti solo per dimensione: la prima di 100 m^3 (5x5x4), con maglia quadra di 4 mm di lato e la seconda di 196 m^3 (7x7x4), con maglia esagonale di 12 mm di lato.

Nella struttura del prototipo si distinguono tre componenti principali e cioè: la gabbia in rete, l'armatura in corda e il telaio portante.

Il telaio portante è formato da tratti di cima in polipropilene, collegati tra loro a formare un cubo ai cui vertici interni viene fissata una gabbia in rete dotata di una armatura in corda. I vertici esterni vengono vincolati ai filari e a 4 pesi di circa 60 kg. Il tutto viene mantenuto in sospensione a circa 5 metri di pro-

fondità da comuni galleggianti per mitilicoltura, a loro volta collegati al telaio portante.

Durante il periodo di permanenza in mare (luglio '94 - aprile '95) il prototipo ha ben risposto alle esigenze di una struttura notevolmente flessibile in grado di resistere all'effetto del moto ondoso ammorbidendone l'impatto sulle varie parti componenti. Non si sono mai verificati incidenti a carico della gabbia in rete, neppure a seguito di mareggiate di notevole intensità e di lunga durata e la deformazione, dovuta alle correnti, è apparsa molto contenuta anche in presenza di ostruzione da *fouling*.

A seguito di queste osservazioni preliminari si è dato inizio alla prova di allevamento, nell'agosto '95.

E' stata dapprima utilizzata una gabbia di 64 m^3 (4x4x4) a maglia esagonale di 4 mm di lato, con 4.000 avannotti di orata del peso medio di 4,5 g, acquistati presso Valle Cà Zuliani. Essi sono stati trasferiti a mare mediante l'utilizzo di una imbarcazione, sulla quale erano state posizionate vasche in vetroresina del volume di 2 m^3, costantemente ossigenate.

L'immissione degli avannotti in gabbia è stata semplicemente effettuata mediante un apposito tubo in rete collegato ad una apertura superiore della gabbia, con l'ausilio di due esperti subacquei. In tale gabbia l'allevamento si è protratto fino al gennaio '96, quando le orate sono state trasferite nella gabbia di 100 m^3.

Per l'alimentazione, in una fase primaria della durata di circa 10 mesi, è stato utilizzato un tubo in polietilene (Ø 60 mm) che, nella parte emersa, era direttamente collegato ad un grosso imbuto sorretto da un galleggiante anulare. Dal luglio 1996 e fino alla fine dell'esperimento, per migliorare la tecnica di somministrazione dell'alimento, è stato approntato un distributore semiautomatico. Tale distributore, dotato nel corpo principale di un cilindro in acciaio inox, munito di una griglia nella parte inferiore, era in grado di rilasciare gradualmente il mangime contenuto all'interno, grazie al movimento indotto dal moto ondoso.

La prima tecnica rendeva necessaria la duplice distribuzione del mangime nell'arco della giornata, al mattino ed al pomeriggio, compatibilmente con le condizioni atmosferiche. Attraverso l'utilizzo del distributore semiautomatico si è dimostrata invece sufficiente una singola dose giornaliera. Per l'intero ciclo di allevamento sono stati impiegati i mangimi della ditta Hendrix S.p.A. Il tipo Trouvit Perla Marine Response 00 (1.5-2 kg al giorno) è stato utilizzato fino all'inizio del settembre '95, mentre i tipi Trouvit Marine 1A, 2A e Trouvit Europa Marine 3, 5, sono stati utilizzati in quantitativi differenti a seconda delle diverse condizioni ambientali ed in rapporto alla taglia raggiunta (Tarlochan, 1993).

Settimanalmente sono stati eseguiti controlli subacquei, per verificare l'integrità delle strutture e la presenza di individui deceduti, mentre il rilevamento di alcuni parametri idrologici quali: ossigeno disciolto e temperatura a -5 metri, si è svolto con cadenza quindicinale. Infine, ogni mese si è provveduto al prelievo di un campione di orate, composto in media da 40 individui, per l'acquisizione dei parametri biometrici (Porter, 1980; Vodopija, 1980).

La prova è terminata il 5 dicembre 1996.

Risultati

La gabbia per pescicoltura sperimentata ha permesso il buon esito del ciclo di allevamento programmato. Al termine del ciclo il prodotto allevato è stato immesso sul mercato come prodotto di qualità; visto il contenuto lipidico pari al

5,12%±0,12 del prodotto fresco, rilevato dalle analisi dell'Istituto Superiore di Nutrizione del 12/12/96, le orate in questione appartengono, nell'ambito della classificazione dei pesci sulla base della percentuale lipidica, alla categoria dei pesci semimagri.

La struttura ha risposto in pieno alle aspettative di affidabilità anche in presenza di correnti particolarmente intense, il tutto rispettando il progetto iniziale di impegnare ridotte risorse sia economiche, che di gestione.

In Tab. 1 e Tab. 2 e nella Fig. 1 sono riportati i risultati ottenuti. Gli alti livelli di mortalità verificatisi nei mesi di gennaio e febbraio 1996, sono attribuibili ad un incidente occorso durante il ricambio della rete effettuato in condizioni ambientali non ottimali. La mortalità riscontrata nel periodo aprile-maggio 1996 potrebbe, invece, essere correlata allo "stress metabolico", al quale sono soggetti gli individui nel periodo primaverile caratterizzato da un aumento della temperatura ambientale che determina un ritorno di appetenza dopo una prolungata fase invernale di digiuno; a questo proposito si può affermare che un'adeguata profilassi potrebbe apportare limitazioni al fenomeno.

Nell'analizzare il fattore di conversione alimentare pari a 3,02 deve essere tenuta in considerazione la continua ricerca di perfezionamenti al sistema di alimentazione ed alla relativa gestione, la quale ha rallentato l'entrata a regime del sistema di alimentazione medesimo.

Conclusioni

La soluzione individuata potrebbe contribuire ad introdurre anche la pescicoltura tra le pratiche di allevamento condotte presso gli impianti di maricoltura dell'Adria-

Tab. 1 - Variazioni temporali di t°C, Mortalità (in %), Peso Medio (in g) e O.D. (in mg/l). Temporal changes of t °C, Mortality (in %), Average Weight (in g) and D.O. (in mg/l).

Periodo	Peso Medio (g) (n = 40)	n. morti al tn+1	mort. % al tn+1	Temp. (°C) (-5 metri) (valore medio mensile)	O.D. (mg/l) (-5 metri) (valore medio mensile)
ago-95	4,6±1,8	0	0	26,2	7,8
set-95	13,6±2,5	6	0,15	22,5	6,5
ott-95	25,8±4,4	0	0	20,4	8,5
nov-95	32,3±6,1	0	0	13	9,1
dic-95	n.d.	0	0	9,5	9,3
gen-96	30,2±5,9	639	15,99	7,5	12,0
feb-96	n.d.	515	15,35	7,4	n.d.
mar-96	31,1±6,5	5	0,18	8,5	n.d.
apr-96	33,3±6,1	72	2,53	11,2	n.d.
mag-96	36,8±7,8	97	3,51	13,6	7,1
giu-96	n.d.	3	0,11	n.d.	n.d.
lug-96	73,3±14,5	1	0,03	23	6,2
ago-96	88,8±15	5	0,18	25	5,9
set-96	180±19,7	0	0	20,5	6,5
ott-96	243±41,3	0	0	17,5	6,2
nov-96	214±30,2	2	0,07	16,4	7,0
dic-96	235±27	0	0	n.d.	n.d.

Tab. 2 - Risultati dell'allevamento.
Rearing results.

	Valore iniziale (22/08/95)	Valore finale (05/12/96)
N. pesci	4.000	2.655
peso medio g	4,5	235
peso totale kg	18	624
mortalità %		33,5
conversione alimentare		3,02

tico, grazie ai ridotti costi di investimento necessari per la realizzazione delle gabbie presentate e alla notevole semplicità di gestione.

I risultati ottenuti sono abbastanza incoraggianti, sia sul piano strutturale, dal momento che la gabbia, nella fase di ingrasso, richiede semplicemente un controllo settimanale per verificare lo stato degli animali e l'integrità della rete, sia sul piano produttivo, essendosi verificato nel periodo luglio-settembre 1996 un incremento giornaliero di biomassa pari a 1,64 g/giorno. Tali risultati sono

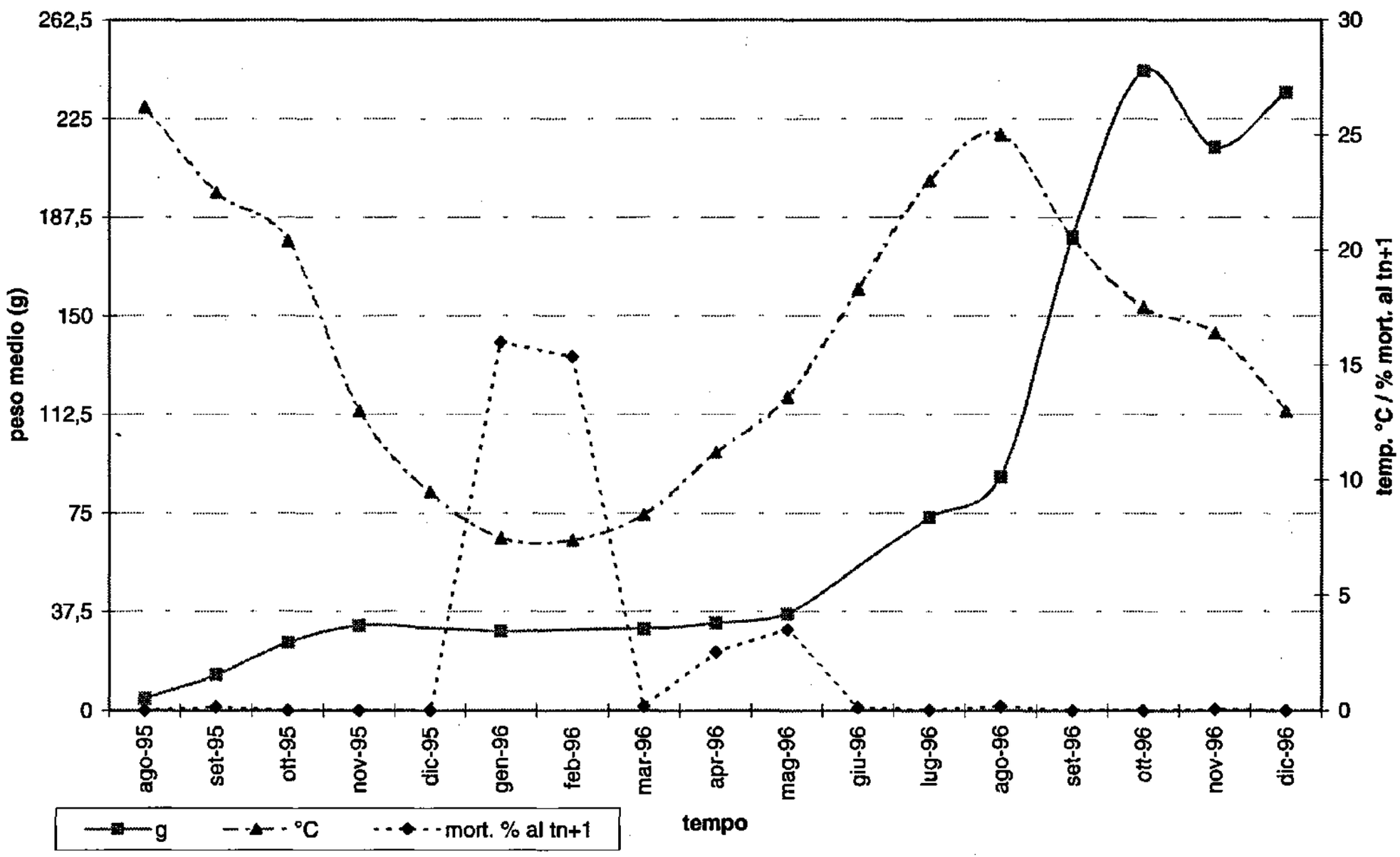


Fig. 1 - Variazioni temporali di t°C, Mortalità (in %), Peso Medio (in g).
Temporal changes of t °C, Mortality (in %), Average Weight (in g).

equiparabili a quanto ottenuto in altre simili esperienze, quale quella condotta dall'I.R.Pe.M.-C.N.R. su gabbie metalliche progettate per l'allevamento ittico sul fondale riportati da Bombace *et al.* (1996); quindi si può affermare che questo prototipo è una risposta alla necessità, da più fonti condivisa (De Walderstein, 1988), di evitare per la maricoltura *offshore* in Adriatico soluzioni costose e sofisticate, difficilmente gestibili dalle piccole imprese che vi operano.

Le potenzialità del sistema di allevamento sperimentato saranno ulteriormente testate con prove su più ampia scala, programmate per il prossimo futuro.

Bibliografia

AA.VV. (1990) - Engineering for offshore fish farming. In: *Proceedings of the conference organized by the Institution of Civil Engeneers, and held in Glasgow on 17-18 October.* Thomas Telford Ltd, London: 219 pp.

BARNABÈ G. (1990) - *Aquaculture,* 2. Ellis Horwood Limited, Chichéster, England.

BEVERIDGE MALCOM C.M. (1987) - *Cage aquaculture*. Fishing News Book, Oxford: 351 pp.

BOMBACE G., FABI G., GAETANI G. (1996) - Sperimentazione di un prototipo di gabbia da fondo per l'ingrasso di pesce in Medio Adriatico. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 186-191.

BRAATEN B., DAHLE L.A. (1990) - Allevamento di altura su larga scala: possibilità e limiti. In: *Atti della IV Conferenza Internazionale sull'allevamento* acquatico *"Acquacoltura '88". Verona - Italia, ottobre 14-15:* 133-160.

DE WALDERSTEIN W. *(1988)* - Esperienze di allevamento in gabbie sommerse di orate nel Golfo di Trieste. *Hydrores*, **8**: 45-49.

GIOVANARDI O., PRIOLI G. (1994) - Guida pratica alla molluschicoltura in mare aperto su filari: tecnologie e materiali. *Quad. ICRAM*, **8**: 113-115.

PORTER C. (1980) - Cage culture of gilthead bream (Sparus aurata) in the Gulf of Elat (Aqaba) 1976-1978. In: *GFCM Stud. Rev.*, **57**: 1-10.

TARLOCHAN S. (1993) - Feeding system in aquaculture. In *Infofish International*, **2**: 44-48.

VODOPIJA T. (1980) - Primi risultati dell'allevamento in gabbia dei branzini in Dalmazia. *Nova Thalassia*, **4** (Suppl.): 141-144.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 522-523

A. Ratto, G. Perrucci, G. Sansone*, V. Barbieri

Dipartimento di Scienze Zootecniche, Via Delpino, 1 - 80137 Napoli, Italia.
*Dipartimento di Fisiologia Generale e Ambientale, Università di Napoli, Italia.

QUALITÀ DELLE ACQUE REFLUE DI UN IMPIANTO DI ALLEVAMENTO DI SPIGOLE (*DICENTRARCHUS LABRAX* L.) A CIRCUITO CHIUSO

QUALITY OF WASTEWATER IN RECYCLED INTENSIVE BREEDING SYSTEM OF SEA BASS (*DICENTRARCHUS LABRAX* L.)

Abstract

The following parameters: pH NH_4^+ NO_2^- NO_3^- PO_4^{-3} O_2 were investigated on in-out waters of a recycled intensive marine fish breeding system for two months. Biomass density in the water of the fish farm was 0,5 Kg/mc. Between initial control and final evaluation of parameters were registered differences.

Key-words: Sea-bass, Recycling-Technology, Water-quality.

Introduzione

La difficoltà di reperire siti da destinare agli allevamenti ittici condotti tradizionalmente in intensivo e semi intensivo indirizza all'utilizzo di tecnologie innovative per la realizzazione di impianti alternativi. Nei paesi del nord Europa si sono sviluppate tecnologie che impiegano il ricircolo dell'acqua per gli allevamenti di specie ittiche di interesse zootecnico (Rosenthal, 1993). In Italia questo tipo di tecnologia non ha avuto ancora largo sviluppo, si preferiscono infatti sistemi di tipo classico, quali gli allevamenti off-shore e in vasche a terra. Recentemente ha iniziato la propria attività produttiva un impianto a circuito semi-chiuso, per la produzione di spigole, realizzato in località Cassano Irpino (Av). Nel presente lavoro sono stati monitorati alcuni parametri riguardanti l'impatto ambientale in particolare l'influenza dei reflui sull'ambiente acquatico locale.

Materiali e metodi

L'impianto da noi preso in esame ha la capacità di 2000/m^3. Il sistema di filtraggio era caratterizzato dalla rimozione dei solidi sospesi mediante filtro meccanico e abbattimento di sostanze organiche attraverso biofiltrazione.

Durante la nostra indagine l'impianto conteneva circa 100.000 avannotti di spigola del peso medio di 10 g (densità pari a 0,5 Kg/m^3). La quantità di mangime estruso somministrata era in ragione dell'1% del peso vivo dei soggetti. I parametri NH_4, NO_2, NO_3 e PO_4 erano monitorati bisettimanalmente, per un periodo di due mesi, mediante spettrofotometro del tipo HACH DR/2000 (Hirayama 1974). Il ricambio di acqua avveniva ogni due mesi, con un flusso continuo di 10 l/min.

Le analisi venivano effettuate prelevando acqua a monte (F), nelle vasche (A) e a valle dell'impianto (R), nel punto in cui venivano scaricati i reflui nel fiume.

Risultati

I risultati ottenuti, riportati in tabella, mostrano che l'ammoniaca e i nitrati risultano significativamente più bassi nei reflui rispetto alle vasche. Tali valori però risultano ancora significativamente differenti rispetto alle acque del fiume a monte dell'impianto. Lo stato di salute dei pesci allevati, perlomeno durante il nostro periodo di monitoraggio, è comparabile a quello degli altri impianti intensivi a circuito aperto. Tale sistema di allevamento sembra essere adatto per specie marine allevabili in siti non particolarmente idonei.

Tab. 1 - Parametri chimici delle acque prelevate a monte (fiume), nelle vasche, a valle dell'impianto (reflui).
F = Fiume; A = Acqua delle vasche di allevamento; R = Acqua dei reflui.
Chemical parameters of water samples from river, tanks and out of rearing system.
F = River; A = Breading tanks; R = Waste-water.

Parametri		NH4 (mg/l)			NO2 (mg/l)			NO3 (mg/l)			PO4 (mg/l)	
Tipologia del prelievo	F	A	R	F	A	R	F	A	R	F	A	R
Media	0,34	0,566	0,475	0,28	0,527	0,396	2,7	21,713	7,587	0,295	7,112	0,75
Dev.Stand	0,201	0,109	0,203	0,187	0,135	0,215	0,98	1,839	1,412	0,24	4,011	0,696

Tab. 2 - Confronti statistici valori di p.
Statistical evaluations.

F*vs*A		0,001			0,0001			0,0001			0,0001	
F*vs*R		0,002			0,006			0,0001			0,0001	
R*vs*A		0,015			0,638			0,0001			0,0001	

Conclusioni

In conclusione, la tecnologia utilizzata in questo impianto, con la biomassa di pesci presenti durante il nostro periodo di monitoraggio, sembra assicurare la dovuta efficienza per la riduzione del carico inquinante nell'ecosistema acquatico locale su cui l'impianto insiste.

Ringraziamenti

Lavoro eseguito con i fondi MURST 40%.

Si ringrazia la dr.ssa Lucilla Landolfi per aver messo a disposizione le strutture dell'impianto.

Si ringrazia il dr. Giuseppe Napolitano per l'attiva collaborazione prestata.

Bibliografia

HIRAYAMA K. (1974) - Water control by filtration in closed culture system. *Aquacolture*, **4:** 369-385.

ROSENTHAL H. (1993) - The History of recycling technology: a lesson learned from past experience. In: Piva G. (Ed). *Acquacoltura, energia e ambiente*. U.C.S.C. Piacenza: 84-95.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 524-526

M. T. Accardo Palumbo, A. Cuttitta, R. Lipari, P. Pepe

S.T.E.NELL.A. Studio associato, Via R. Montuoro, 5 - 90145 Palermo, Italia.

RISULTATI DI UNA CAMPAGNA DI MONITORAGGIO DELLA PRATERIA A *POSIDONIA OCEANICA* NELL'ISOLA DI FAVIGNANA (SICILIA N\O)

RESULTS OF A SURVEY OF *POSIDONIA OCEANICA* MEADOWS IN THE FAVIGNANA ISLAND (N\W-SICILY)

Abstract

A survey of Posidonia oceanica *meadows in Favignana island (N/W Sicily) was carried out during September 1996 in three sites. Different densities for the meadows were described.*

Key-words: *Posidonia oceanica,* survey, Favignana island.

Introduzione

Le praterie a *Posidonia oceanica* (L.) Delile, sono diffuse lungo la costa nord-occidentale della Sicilia (Toccaceli e Riggio, 1989), dove ricoprono una vasta area del fondale marino sino ad una profondità di 40 metri. Il maggiore sviluppo in termini di copertura percentuale si osserva lungo la costa occidentale della Sicilia e precisamente nell'area di Trapani. Di fronte la città di Trapani, tra le praterie a *P. oceanica*, si estende la riserva marina delle isole Egadi (Favignana, Levanzo e Marettimo).

Il presente lavoro consiste in una prima campagna di monitoraggio delle praterie a *P. oceanica* circostanti l'isola di Favignana al fine di caratterizzarle e di valutare l'influenza di eventuali attività di origine antropica su di esse. La caratterizzazione è avvenuta attraverso l'analisi di alcuni parametri fenologici.

Materiali e metodi

Nel settembre del 1996 è stata effettuata una campagna di monitoraggio delle praterie di *Posidonia oceanica* nell'isola di Favignana. In un'indagine precedente, con l'ausilio del *Side Scan Sonar,* sono stati individuati tre siti di studio sui versanti nord e nord orientale dell'isola, corrispondenti a una zona di controllo (Sito C), una zona sottoposta a disturbo di origine antropica (Sito A) ed infine una zona influenzata dall'attività di pesca a strascico (Sito S). In ciascun sito sono state individuate tre profondità di studio: superficiale (3-5 m), intermedia 10 m e profonda 20 m, che corrispondono alle stazioni di campionamento (rispettivamente ST3 ; ST2 ; ST1).

In ciascuna stazione sono state effettuate 6 repliche di conteggio dei fascicoli fogliari per il calcolo della densità utilizzando quadrati di 20X20 cm. Per lo studio dei parametri fenologici sono state effettuate due repliche di raccolta dei fascicoli fogliari in ciascuna stazione; le foglie sono state separate nelle tre classi di età: adulte (a), intermedie (i), giovanili (j) ed è stata misurata la lunghezza e la

larghezza ed analizzato lo stato dell'apice fogliare per calcolare i seguenti parametri fenologici:

1. Numero medio di foglie/fascio;
2. Leaf Area Index (L.A.I.): numero medio dell'Indice di Area Fogliare espresso come superficie fogliare in m^2/m^2 ; L.A.I.a (relativo alle foglie adulte); L.A.I.i (relativo alle foglie intermedie)
3. Coefficiente A espresso come percentuale di foglie rotte sul totale delle foglie.

Risultati

I valori della densità dei fascicoli foliari e del L.A.I. sono riportati rispettivamente nelle tabelle 1 e 2.

Tab. 1 - Densità dei fascicoli fogliari espressa in numero medio di fasci/m^2; *d.s.* = deviazione standard.
Density of shoots as mean number of shoots/m^2; *d.s.* = standard deviation.

	Sito antropizzato (A)			Sito di controllo (C)			Sito sottoposto a strascico (S)		
	ST1	ST2	ST3	ST1	ST2	ST3	ST1	ST2	ST3
N° medio	325	458.3	700	308.3	700	990	291.6	233.3	329.1
d.s.	*103.6*	*104.1*	*117.2*	*138.7*	*179.4*	*146.4*	*66.4*	*83.1*	*146.1*

Tab. 2 - Indice di superficie fogliare (L.A.I.)/m^2 ripartito tra foglie adulte (L.A.I.a) e intermedie (L.A.I.i) nei tre siti di studio e alle tre profondità.
Leaf area index (L.A.I.)/m^2 divided between adult (L.A.I.a) and intermediate (L.A.I.i) leaves in the three study sites at the three depths.

	Sito antropizzato (A)			Sito di controllo (C)			Sito sottoposto a strascico (S)		
	ST1	ST2	ST3	ST1	ST2	ST3	ST1	ST2	ST3
L.A.I.a	6.9	8	12.6	10.5	21	26.4	6.1	30	5
L.A.I.i	7.6	1	1.2	2	3.6	3.7	0.6	0.4	0.6
L.A.I	14.5	9	13.8	12.4	24.6	30.1	6.7	30.4	5.6

Tab. 3 - Coefficiente A delle foglie adulte (CoAa), intermedie (CoAi) e totali (CoA) nei tre siti di studio alle tre profondità.
Coefficient-A of adult (CoAa), intermediate (CoAi) and total (CoA) leaves in the three sites at the three depths of study.

	Sito antropizzato (A)			Sito di controllo (C)			Sito sottoposto a strascico (S)		
	ST1	ST2	ST3	ST1	ST2	ST3	ST1	ST2	ST3
CoAa	44	80,7	73	53,2	71,6	75	66,1	75,1	50,7
CoAi	1,9	1,9	1.8	0	0	3.5	0	1,6	0
CoA	29,9	53,3	51,4	32	44,9	54	45,2	51,8	34.6

Il numero medio di foglie per fascio è in tutte le stazioni del sito di controllo, superiore rispetto alle stazioni corrispondenti degli altri due siti.

Il Coefficiente A delle foglie giovanili è risultato uguale a 0 in tutte le stazioni. Nel sito di controllo, il coefficiente A (CoA) ha mostrato un andamento decrescente dalla stazione più superficiale a quella più profonda (tab. 3).

Discussione e conclusione

Gli alti valori di densità, lungo tutto il transetto batimetrico, relativi alla stazione C confermano i dati dei sonogrammi ottenuti tramite il *Side Scan Sonar,* che avevano rilevato quest'area idonea ad essere considerata come area di controllo, in quanto la prateria si presentava ben strutturata e quindi non influenzata dall'attività di pesca a strascico e da altre attività antropiche.

Difatti la densità, il L.A.I. e il CoA del sito C mostrano andamenti decrescenti con la profondità in risposta alla diminuzione di luce che costituisce il principale fattore limitante naturale per lo sviluppo della pianta.

Il sito C è l'unico a mostrare un andamento regolare del L.A.I.a, L.A.I.i e L.A.I., lungo il transetto batimetrico, decrescendo con la profondità, proporzionalmente alla densità. Comportamento anomalo invece assumono i valori del L.A.I. nei siti A ed S, con un massimo rispettivamente nelle stazioni di -20 m (ST1) e -10 m (ST2).

L'elevato valore del CoA totale è attribuibile quasi esclusivamente in tutti e tre i siti alle foglie adulte. Le foglie adulte maggiormente danneggiate sono risultate quelle della stazione intermedia del sito antropizzato.

La densità dei ciuffi è un descrittore efficace dell'evoluzione della struttura della prateria per cui i minori valori di densità riscontrati nei siti A ed S dimostrano che il danno causato dagli attrezzi da pesca a strascico e da altre attività antropiche ha interessato un aspetto fondamentale delle praterie quale la propagazione vegetativa. Dai risultati ottenuti in questa prima campagna di monitoraggio delle praterie di Favignana, si osserva che la pesca a strascico nel sito S, e l'immissione degli scarichi urbani assieme alla presenza di opere marittime nel sito A, influenzano negativamente lo sviluppo della prateria a *P. oceanica.*

Bibliografia

TOCCACELI M., RIGGIO S. (1989) - Note bibliografiche sulle fanerogame marine delle coste siciliane. *Oebalia*, **15** (1): 279-286.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 527-529

M. C. BUIA°*, A. PETROCELLI*, O. D. SARACINO*

°Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "A. Dohrn", P.ta S. Pietro
80077 Ischia (Na), Italia.
*ISTTA - CNR "A. CERRUTI", Via Roma, 3 - 74100 Taranto, Italia.

CAULERPA RACEMOSA SPREAD IN THE MEDITERRANEAN SEA: FIRST RECORD IN THE GULF OF TARANTO

ESPANSIONE DI *CAULERPA RACEMOSA* NEL BACINO MEDITERRANEO: PRIMA SEGNALAZIONE NEL GOLFO DI TARANTO

Abstract

The occurrence of Caulerpa racemosa *(Forsskål) J. Agardh (Chlorophyceae, Caulerpales) in the Gulf of Taranto near Cheradi Islands, is reported. Morphological features recorded for specimens of this area, compared with those collected in other Mediterranean places, stress on the high plasticity of this "stress tolerant" species, as an adaptation to growth in unstable environmental conditions.*

Key-words: *Caulerpa racemosa*, spread, Ionian Sea, Mediterranean Sea.

Introduction

Species belonging to the *Caulerpa* genus are characterized by a high morphological variability in relation to the diversity of the biotopes they colonize. This genus mostly includes subtropical and pantropical species, like *C. racemosa*, some of which adapted to colder regions (Doumenge, 1995). The first record of *C. racemosa* in the Mediterranean Sea is from the Tunisian coasts (Hamel, 1930). To date, the species has been reported in the Mediterranean Sea, mainly from the east area. Along the Italian coasts it has been collected in Sicily and Lampedusa (Alongi *et* al., 1993), in Tuscany (Piazzi *et al.*,1994), in Sardinia (Di Martino & Giaccone, 1995) and Liguria (Bussotti *et al.*, 1996). The occurrence of *C. racemosa* in the Gulf of Taranto is a new contribution to the spread of this species in the Mediterranean Sea and allows a comparison with other recorded morphotypes.

Materials and methods

C. racemosa thalli were collected by SCUBA diving in October 1996, January and May 1997 in the Gulf of Taranto near the Cheradi Islands, at 6 and 9 m depth. Some morphometrical parameters, like stolon diameter, height of erect axes, branchlets shape and diameter, were measured on specimens fixed in 5% formalin seawater.

Results

The place is characterized by the *Thanato-Posidonietum oceanicae* association, with a 130 cm high dead "matte". In this area a conspicuous amount of leaf (allochthonous) and rhizome (autochthonous) detritus of *Posidonia oceanica* (L.) Delile is stored, origining aegagropile masses up to 16 cm in diameter. Small

and few patches of *C. prolifera* (Forsskål) Lamouroux and *C. racemosa,* never mixed, are settled on the "matte". An increase of the size of *C. racemosa* patches from October (100 cm^2) to May (1600 cm^2) was observed. The morphometrical measures of the thalli are reported in Tab. 1. Specimens are characterized by reduced sizes of stolons and by club shaped branchlets, sub-opposite and distichous. Differences are recorded in specimens sampled in May.

Tab. 1 - Morphometric data of *C. racemosa* collected in the Gulf of Taranto.
Dati morfometrici dei talli di *Caulerpa racemosa* raccolti nel Golfo di Taranto.

	OCT.-96	JAN.-97	MAY-97
HEIGHT OF ERECT AXES (cm)	3.17±0.65	3.16±0.78	3.38±1.03
DIAMETER OF STOLONS (cm)	0.12±0.02	3.14±0.05	0.28±0.05
DIAMETER OF CLUB SHAPED BRANCHLETS (cm)	0.10±0.01	0.12±0.05	0.13±0.04

Discussion

Data show the reduced size of our specimens, especially in comparison with thalli collected by other authors in superficial water (Piazzi *et al.*, 1994; Bussotti *et al.*, 1996).

The branching, on the contrary, is the same of specimens collected in deep water (Alongi *et al.*, 1993). Laboratory experiments under different conditions can be useful to test the fidelity of these mixed (superficial and deep) parameters. It was observed that in the same area, other macroalgae show a similar reduction in the thallus size.

It is remarkable that the invasion and dispersion of new species in the Mediterranean Sea, mainly through the Suez Channel, has been increasing in the last decades (Verlaque, 1994; Riggio, 1995).

In the Gulf of Taranto, besides *C. racemosa,* other species, both lessepsian, like *Acanthophora najadiformis* (Delile) Papenfuss, and not, like *Asparagopsis armata* Harvey, *Ceramium graecum* Lazaridou et Boudouresque, *Chondria polyrhiza* Collins et Harvey, *Hypnea cervicornis* J. Agardh, *Solieria filiformis* (Kützing) Gabrielson (Cecere, 1990; Cecere *et al.*, 1996; Verlaque, 1994) were recorded. Moreover, the occurrence of *C. racemosa* in unstable and degradated habitat, typical of stress tolerant taxa (Riggio, 1995; Di Martino & Giaccone, 1995), could suggest the use of this species as an indicator of an active environmental disturb.

References

ALONGI G., CORMACI M., FURNARI G., GIACCONE G. (1993) - Prima segnalazione di *Caulerpa racemosa* (Chlorophyceae, Caulerpales) per le coste italiane. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, **26**: 49-53.

BUSSOTTI S., CONTI M., GUIDETTI P., MARTINI F., MATRICARDI G. (1996) - First record of *Caulerpa racemosa* (Forssk.) J. Agardh along the coast of Genoa (north-western Mediterranean). *Doriana*, **6** (294): 1-5.

CECERE E. (1990) - Sulla presenza nel Golfo di Taranto di una specie nuova per il Mediterraneo: *Solieria filiformis* (Kützing) Gabrielson (Rhodophyta, Gigartinales). *Oebalia*, **16** (suppl.): 629-631.

CECERE E., CORMACI M., FURNARI G., PETROCELLI A., SARACINO O.D., SERIO D. (1996) - Benthic algal flora of Cheradi Islands (Gulf of Taranto, Mediterranean Sea). *Nova Hedwigia*, **62** (1-2): 191-214.

DI MARTINO V., GIACCONE G. (1995) - La dispersione in Mediterraneo di alghe tropicali del genere *Caulerpa*. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, **28**: 693-705.

DOUMENGE F. (1995) - Quelques réflexions sur les algues Caulerpales. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 613-633.

HAMEL G. (1930) - Les Caulerpales méditerranéennes. *Revue Algologique*, **5**: 229-230.

PIAZZI L., BALESTRI E., CINELLI F. (1994) - Presence of *Caulerpa racemosa* in the northwestern Mediterranean. *Cryptogamie Algol.*, **15** (3): 183-189.

RIGGIO S. (1995) - Il caso delle Caulerpe: immigrazioni recenti e parallelismi con le invasioni di terraferma nell'area mediterranea. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 593-605.

VERLAQUE M. (1994) - Inventaire des plantes introduites en Méditerranée: origines et répercussions sur l'environnement et les activités humaines. *Ocean. Acta*, **17** (1): 1-23.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 530-533

L. CASTRIOTA, G. SUNSERI, P. VIVONA

Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare, STS Palermo,
Via E. Amari, 124 - 90139 Palermo, Italia.

PRIMI DATI SUI POPOLAMENTI ZOOBENTONICI DEI FONDI MOBILI DELL'AREA COMPRESA TRA PUNTA GAVAZZI E PUNTA DELL'ARPA (ISOLA DI USTICA, TIRRENO MERIDIONALE)

FIRST DATA ON SOFT-BOTTOM ZOOBENTHIC COMMUNITIES COLLECTED BETWEEN PUNTA GAVAZZI AND PUNTA DELL'ARPA (USTICA ISLAND, SOUTHERN TYRRHENIAN SEA)

Abstract

The soft-bottom zoobenthic communities near a future hyperhaline discharge of a desalination plant, were sampled at three stations using a van Veen grab. The fraction larger than 2 mm, first analysed, was characterized by typical species of the biocoenosis of detritic sediments. No differences among the stations were found.

Key-words: zoobenthos, soft bottoms, sipunculan, polychaetes, Ustica Island.

Introduzione

L'area compresa tra Punta Gavazzi e Punta dell'Arpa, nella zona sud-occidentale dell'isola di Ustica, sarà interessata da immissioni iperaline provenienti da un impianto di desalinizzazione che entrerà in funzione a fine novembre '96. Impianti di tal tipo scaricano principalmente acqua calda, fino a 15 °C in più, e con una maggiore salinità, fino al doppio rispetto ai valori dell'acqua di mare; le variazioni di tali fattori abiotici, ossia temperatura e salinità, possono avere degli effetti più o meno importanti sugli organismi bentonici che vivono in prossimità dello scarico (Barnett e Hardy, 1984). Tali effetti vanno dall'impoverimento quali-quantitativo delle specie (Hardy, 1983), alla sostituzione delle specie stenoecie con quelle euriecie (Leighton *et al.*, 1967; Clarke *et al.*, 1970; Chesher, 1975), alla totale distruzione delle comunità bentoniche (Mackin in Hardy, 1983). Per questi motivi ci si è proposti di investigare la composizione specifica dello zoobenthos di fondi mobili nell'area suddetta prima dell'attivazione dell'impianto, oltre che per approfondire le scarse conoscenze relative alla fauna bentonica dell'isola di Ustica.

Materiali e metodi

Lo sbocco dell'affluente iperalino è situato su un sedimento costituito da sabbia ghiaiosa con granuli di origine biodetritica, melobesie prevalentemente con struttura a "prâlines", e clasti di origine vulcanica. Nell'area in esame, soggetta a forti correnti di fondo, nel novembre '96, sono stati prelevati campioni di sedimento con una benna van Veen (0,1 m^2), in tre stazioni, ciascuna alla profondità

di 50 metri: (A) in corrispondenza della bocca; (B) a circa 20 m a est della prima, in una zona soggetta al flusso dello scarico in considerazione dell'idrodinamismo dell'area; (C) a circa 100 m a ovest della prima, è considerata stazione di controllo. Sono state eseguite 5 repliche per ciascuna stazione, considerando valide quelle costituite da non meno di 4 l di materiale (Stirn, 1981). I campioni sono stati passati in setacci di maglia via via decrescente, di cui la più piccola misurava 0,5 mm, e fissati in formalina al 5%. Nel presente lavoro vengono riportati i dati relativi alla frazione superiore ai 2 mm. Gli organismi raccolti sono stati determinati a livello di specie o di taxon superiore e contati. Per ciascun campione sono stati calcolati i seguenti indici: indice di dominanza (D) (May, 1979), ricchezza specifica (S) (Pielou, 1974), indice di diversità specifica di Shannon-Weaver (H') (Stirn, 1981). Per la valutazione delle affinità tra le stazioni è stato utilizzato l'indice di Jaccard (CC) (Stirn, 1981). Per testare le differenze tra le stazioni è stata condotta l'analisi della varianza a una via (Hampton, 1994) per le variabili S e H', considerando valori significativi di F per probabilità $P \leq 0,05$; inoltre è stato eseguito il *t*-Test ($P \leq 0,05$) per confronti a coppie tra le stazioni (Hampton, 1994). Nell'elaborazione dei dati, gli individui determinati a livello di taxon superiore a quello specifico sono stati considerati come appartenenti ad un'unica specie.

Risultati e discussione

In ciascuna stazione il sedimento è costituito da sabbia ghiaiosa mista a melobesie con struttura a "prâlines", detrito rappresentato in larga parte da vecchie conchiglie di gasteropodi e dermascheletri di echinoidi, e clasti di origine vulcanica.

Nella frazione relativa alla maglia di smistamento di 2 mm sono stati raccolti 1893 organismi animali per un totale di 149 taxa. Nel complesso, l'analisi del popolamento mostra una prevalenza, in numero di individui, dei policheti (46,6%) sugli altri gruppi che sono rappresentati da sipunculidi (30,8%), crostacei (10,5%), molluschi (7,7%), echinodermi (2,6%) e sporadici individui di altri phyla. In particolare, nelle stazioni A e B si osserva una simile ripartizione del numero di individui nei taxa: i policheti dominano sugli altri gruppi rispettivamente con il 50,2% e il 50,5%; seguono i sipunculidi, rispettivamente con il 27,6% e il 21,9%. Nella stazione C quest'ordine è invertito: i sipunculidi dominano (43,4%) seguiti dai policheti (39,2%). L'elevata abbondanza dei sipunculidi in tutte le stazioni è dovuta soprattutto ad *Aspidosiphon muelleri* Diesing che rappresenta da solo il 30,3% del totale dello zoobenthos raccolto e il 42,7% di quello reperito nella sola stazione C.

Tra i policheti, *Lysidice ninetta* Audouin & Milne-Edwards è la specie maggiormente rappresentata (28,5%), seconda in ordine di dominanza sul totale degli organismi (D= 0,13); la sua presenza è correlata alla componente algale di corallinacee rinvenuta (Bellan, 1964). Questa specie, così come la specie *Nematonereis unicornis* Schmarda (8,15%; D= 0,04), è stata reperita esclusivamente in gallerie scavate all'interno delle melobesie.

Per quanto riguarda altri gruppi, sono presenti elementi caratteristici della biocenosi dei fondi mobili detritici costieri quali l'echinoderma *Genocidaris maculata* A. Agassiz e il bivalve *Tellina donacina* Linnaeus, affiancate da specie proprie di aree soggette a forti correnti come il polichete *Glycera lapidum*

Quatrefages, l'echinoderma *Spatangus purpureus* (O.F. Müller) e il bivalve *Thracia papiracea* (Poli) (Pérès e Picard, 1964).

Per quanto riguarda la ricchezza specifica vi sono minime differenze tra le stazioni (S_A= 95; S_B= 92; S_C= 90). Il maggior numero di specie è stato riscontrato tra i policheti, seguiti da crostacei e molluschi.

L'analisi dell'indice di diversità di Shannon-Weaver mostra il valore più basso nella stazione C (H'_A= 1,36; H'_B= 1,43; H'_C= 1,21).

L'indice di Jaccard calcolato per le tre stazioni mostra una maggiore affinità tra le stazioni A e B (CC= 0,53) rispetto a quella riscontrata tra le stazioni A e C e tra quelle B e C (CC= 0,48 in entrambi i casi).

L'analisi della varianza, calcolata sia per S che per H', mostra valori di F non significativi (F_S= 0,93, P= 0,42; $F_{H'}$= 0,90, P= 0,43). Così anche dai confronti a coppie si ottengono valori non significativi di *t* per entrambe le variabili considerate.

Le osservazioni riportate per le tre stazioni analizzate mostrano che il popolamento zoobentonico nel suo complesso risulta scarsamente diversificato a causa dell'abbondanza della specie *A. muelleri*, che domina in tutte le repliche di tutte le stazioni. D'altro canto è caratterizzato da un elevato numero di specie, come si evince dagli indici di ricchezza specifica, ma rappresentate ognuna da uno o pochi individui.

Le indagini statistiche non rivelano differenze significative tra le stazioni. Per questo motivo la stazione di controllo C potrebbe essere considerata in una successiva valutazione di impatto.

L'importanza numerica di *A. muelleri* potrebbe essere legata alle sue dimensioni e alla sua ecologia poiché, essendo una specie che si rifugia spesso nelle conchiglie vuote di molluschi (Cutler e Cutler, 1989), viene trattenuta più facilmente di altri organismi da una maglia di smistamento di 2 mm. Le stesse considerazioni potrebbero valere per *L. ninetta* e *N. unicornis* che sono state reperite solo all'interno di melobesie. Questi risultati sono quindi parziali poiché l'analisi delle frazioni inferiori a 2 mm potrebbe rivelare una maggiore strutturazione della comunità.

Ringraziamenti

Gli Autori ringraziano la d.ssa M.G. Finoia dell'ICRAM per il prezioso contributo nell'elaborazione statistica dei dati.

Bibliografia

BARNETT P.R.O., HARDY B.L.S. (1984) - Thermal deformations. In: Kinne O. (ed.), *Marine ecology*, Wiley and Sons, Chichester, **5** (4): 1769-1963.

BELLAN G. (1964) - Contribution à l'étude systématique, bionomique et écologique des Annélides Polychètes de la Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, **49** (33): 1-371.

CHESHER R.H. (1975) - Biological impact of a large-scale desalination plant at Key West, Florida. In: E.J. Ferguson Wood and R.E. Johannes (eds), *Tropical Marine Pollution*, Elsevier Oceanography Series, 12 Elsevier, Amsterdam: 99-153.

CLARKE W.D., JOY J.W., ROSENTHAL R.J. (1970) - Biological effects of effluent from a desalination plant at Key West, Florida. *Wat. Pollut. Control Res. Ser.*, Project No. 18050 DAI 02/70: 1-94.

CUTLER E.B., CUTLER N.J. (1989) - A revision of the genus *Aspidosiphon* (Sipuncula: Aspidosiphonidae). *Proc. Biol. Soc. Wash.*, **102** (4): 826-865.

HAMPTON R.E. (1994) - *Introductory biological statistics.* Wm.C. Brown Publishers, Iowa, U.S.A.: 233 pp.

HARDY J.T. (1983) - Hyperhaline communities of the Red Sea and Arabian Peninsula and potential effects of brine disposal. *Bull. Inst. Oceanogr. Fish.*, Cairo, **9**: 321-330.

LEIGHTON D., NUSBAUM I., MULFORD S. (1967) - Effect of waste discharge from Point Loma Saline Water Conversion Plant on intertidal marine life. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, **29**: 1190-1202.

MAY R.M. (1979) - Patterns of species abundance and diversity. In: Cody M.L. and Diamond J.M. (eds). *Ecology and Evolution of Communities*, **4**: 81-120.

PERES J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, **31** (47): 137 pp.

PIELOU E.C. (1974) - *Population and community ecology: principles and methods.* Gordon and Breach Sci. Publ., New York: 424 pp.

STIRN J. (1981) - Manual of methods in aquatic environment research. Part 8. Ecological assessment of pollution effects. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **209**: 71 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 534-536

O. CATTANI, E. CARPENÈ, G. ISANI, M. MONARI, G. OLIVIERI, G. VITALI, P. CORTESI

Dipartimento di Biochimica, Sezione di Biochimica Veterinaria, Università di Bologna,
Via Tolara di Sopra, 50 - 40064 Ozzano Emilia, Bologna, Italia.

REGOLAZIONE DELL'ATTIVITÀ DELL'ENZIMA GLICOLITICO PIRUVATO CINASI IN ANOSSIA IN PRESENZA ED IN ASSENZA DI IDROGENO SOLFORATO IN *TAPES PHILIPPINARUM*

REGULATION OF PYRUVATE KINASE IN ANOXIA WITH AND WITHOUT H_2S IN *TAPES PHILIPPINARUM*

Abstract

Energy substrates, end products and pyruvate kinase (PK) kinetic parameters have been detrmined on Tapes philippinarum *muscle in anoxia with and without H_2S. The values of energy substrates and final products are similar in the two experimental conditions. As concerning kinetic parameters, the increase of $S_{0,5\ PEP}$ values and the decrease of $I_{50\ ALANINE}$ indicate that the anoxic PK is less active that the oxic one. The activity reduction is more pronunced when H_2S is present.*

Key-words: anoxia, H_2S, metabolites, pyruvate kinase, *Tapes philippinarum*.

Introduzione

L'idrogeno solforato presente nei sedimenti marini anossici costituisce una minaccia per gli animali bentonici. L'effetto tossico dell'H_2S si esplica bloccando la respirazione aerobica e pertanto la sua presenza induce l'attivazione del metabolismo anaerobico anche in normossia. Gli organismi euriossici dovrebbero tollerare molto bene la presenza di H_2S in quanto possono sopravvivere a lungo sfruttando la produzione anaerobica di energia. Tuttavia è noto che quando nell'ambiente anossico è presente anche H_2S la sopravvivenza diminuisce. Le ragioni di questo fenomeno non sono ancora state chiarite. In precedenti ricerche (De Zwaan *et al.*, 1993) è stato osservato che l'esposizione di *Scapharca inaequivalvis* ad H_2S in normossia attiva il metabolismo anaerobico e l'accumulo soprattutto di derivati del piruvato (lattato e opine) indica che non viene raggiunto l'arresto metabolico, principale adattamento alla sopravvivenza in anossia. Si potrebbe pertanto supporre un effetto dell'H_2S sul metabolismo energetico anaerobico, che impedisce il rallentamento metabolico e determina un più rapido consumo delle riserve energetiche. Per portare un contributo alla conoscenza di questo aspetto, abbiamo studiato il comportamento del mollusco bivalve *T. philippinarum* in anossia con e senza H_2S.

Materiali e metodi

Gli esemplari di *T. philippinarum* sono stati prelevati nella Piallassa Baiona, un'area lagunare collegata al porto di Ravenna, quindi rapidamente trasferiti negli acquari del Centro di Ricerche Marine di Cesenatico e stabulati per una settimana, a 18 °C, in acqua con una salinità pari al 33,5‰. Le incubazioni sono state eseguite alla medesima temperatura per 24 e 48 ore in condizioni speri-

mentali di anossia e anossia con H_2S (0,2 mM). Per ogni condizione sperimentale sono stati prelevati i muscoli adduttori di 16 animali, suddivisi in 4 pools da 4 individui. Su questo tessuto sono state determinate le riserve energetiche (glicogeno, glucosio, arginina fosfato, aspartato), i nucleotidi adenilici (ATP, ADP, AMP) e i prodotti finali (alanina, lattato, succinato, octopina), utilizzando tecniche spettrofotometriche, secondo metodiche enzimatiche standard (Bergmayer, 1974). Infine sono stati valutati l'attività ed i parametri cinetici della piruvato cinasi (PK), enzima chiave della glicolisi.

Risultati e discussione

I risultati ottenuti in anossia senza idrogeno solforato dimostrano che *T. philippinarum* si comporta come un tipico mollusco bivalve euriossico. Infatti, rispetto al controllo, l'aspartato diminuisce di 4,5, l'arginina fosfato di 2,5 e l'ATP di 1,5 volte e si accumulano prodotti finali anaerobici: alanina (da 14,3 a 25,66 µmoli/g p.f.) e succinato (da 0,48 a 1,94 µmoli/g p.f.). Lattato ed octopina sono presenti solo in basse concentrazioni. Parallelamente si rilevano cambiamenti dei parametri cinetici della PK (Tab. 1): si osserva una diminuzione dell'affinità dell'enzima per il suo substrato (fosfoenolpiruvato), come risulta da una aumento della $S_{0,5}$ (da 0,08 dei controlli a 0,39 mM dopo 48 ore); inoltre nel corso dell'anaerobiosi la PK diviene più sensibile all'inibizione da parte dell'ATP e dell'alanina.

Il valore di I_{50} per l'alanina (6,25 mM) dopo 48 ore (Tab. 1), corrisponde ad una concentrazione dell'aminoacido inferiore ai livelli presenti nel muscolo; questo indica che l'inibizione dell'attività dell'enzima può realmente avvenire *in vivo*. L'aumento della $S_{0,5}$ e l'inibizione da alanina suggeriscono che nel corso dell'anossia l'attività dell'enzima diminuisce. Quando è presente H_2S, i livelli sia dei substrati che dei prodotti finali anaerobici non sono significativamente diversi. Per quanto riguarda i parametri cinetici, nell'anossia in presenza di idrogeno solforato (Tab. 1), si registra un aumento ulteriore della $S_{0,5}$ e un maggiore effetto inibitorio dell'alanina ($I_{50\ ALANINA}$: 2,1 mM) che suggerisce un'ulteriore rallentamento dell'attività dell'enzima.

Tab. 1 - Variazione dei parametri cinetici della PK del muscolo adduttore *di T. philippinarum* dopo incubazioni anossiche in presenza ed in assenza di idrogeno solforato.
Variation in kinetic parameters of PK on *T. philippinarum* muscle in anoxia with and without H_2S.

Campioni	V_{max} (U/g p.f.)	$S_{0,5}$ (mM)	$I_{50\ ALANINA}$ (mM)	$I_{50\ ATP}$ (mM)
0h ANA *	72,1 ± 29,8	0,077 ± 0,03	> 10	> 10
24h ANA	75,85 ± 15,6	0,18 ± 0,04	> 10	> 10
24h ANA +H_2S**	93,11 ± 31,1	0,24 ± 0,08	> 10	> 10
48h ANA	125,18 ± 37,3	0,39 ± 0,2	6,25	7,5
48h ANA + H_2S	117,98 ± 33,9	0,99 ± 0,8	2,1	4,5

*Anossia; **Anossia in presenza di H_2S (0,2 mM)
*Anoxia; **Anoxia with H_2S (0,2 mM)

Conclusioni

I risultati della presente ricerca dimostrano che, rispetto ai controlli, le variazioni dei livelli dei prodotti finali e dei substrati energetici sono simili nelle due condizioni sperimentali e che l'attività della forma anossica della PK è più bassa negli animali esposti all'H_2S. Ciò suggerisce che il rallentamento metabolico venga conseguito anche (e con maggiore ampiezza) in presenza di idrogeno solforato. Pertanto è verosimile che gli effetti tossici dell'H_2S non si esplichino a questo livello, ma interessino altri sistemi.

Bibliografia

H.U. BERGMEYER (1974) - *Methods in Enzymatic Analysis*. Ac. Press, N.Y.

A. DE ZWAAN, V.M. PUTZER, O. CATTANI (1993) - Sulphide and cyanide induced mortality in the arcid blood clam *Scapharca inaequivalvis*. *Comp. Biochem. Physol.*, **105C**: 49-54.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 537-539

M.E. CELIBERTI*•, S. PIRAINO*, P. PAGLIARA•, F. BOERO•

* ISTTA CNR, Via Roma 3 - 74100 Taranto, Italia.

•Dip. Biologia dell'Università - 73100 Lecce, Italia.

SPECIALIZZAZIONE DELL'HABITAT ED ERMAFRODITISMO SIMULTANEO IN *EUGYMNANTHEA INQUILINA* (HYDROZOA)

HABITAT SPECIALIZATION AND SIMULTANEOUS HERMAPHRODITISM IN *EUGYMNANTHEA INQUILINA* (HYDROZOA)

Abstract

The polyp stage of Eugymnanthea inquilina (*Hydrozoa, Leptomedusae*) *lives in large colonies almost exclusively within the mantle cavity of bivalves. Habitat specialization is favoured by 1) selective settlement of planulae, 2) liberation of short-living gonocoric medusae with already mature gonads, and 3) the occurrence of self-fertilising hermaphrodites.*

Introduzione

Eugymnanthea inquilina Palombi 1935 è una idromedusa il cui stadio sessile polipoide vive in simbiosi mutualistica all'interno della cavità del mantello di *Mytilus galloprovincialis* (Piraino *et al.*, 1994). All'interno di ciascun mitilo *E. inquilina* può formare colonie molto numerose con centinaia di idropolipi che gemmano normalmente meduse gonocoriche a vita breve. Questo studio è stato condotto per verificare se l'insediamento di una planula all'interno di un mitilo precluda l'insediamento di ulteriori planule.

Materiali e metodi

Osservazioni mensili condotte da agosto 1990 a dicembre 1993, su un totale di 6111 mitili provenienti dal Mar Piccolo e dal Mar Grande di Taranto, hanno permesso di seguire la liberazione di 1555 medusoidi (meduse a vita breve). Al fine di verificare l'ipotesi di un insediamento monoclonale di *E. inquilina* all'interno di ciascun mitilo, i polipi con gemme provenienti da 107 mitili sono stati allevati in contenitori separati (uno per i polipi provenienti da ciascun mitilo). La liberazione di meduse appartenenti tutte allo stesso sesso avrebbe testimoniato la segregazione di una singola planula in ciascun mitilo.

Risultati

Nel 53% dei casi, dai polipi abitanti in uno stesso mitilo si sono liberate meduse di un solo sesso (maschili o femminili), mentre nel 47 % dei casi sono state liberate meduse sia maschili sia femminili, entrambe con gonadi mature, suggerendo che all'interno di uno stesso mitilo si possono insediare più di una planula e sviluppare contemporaneamente più colonie morfologicamente indistinguibili.

Tra tutti i medusoidi osservati nel corso dei quaranta mesi di indagine, il 57 % era costituito da meduse di sesso femminile e il 37,6 % da meduse di sesso maschile. Il rimanente 5,4 % era costituito da ermafroditi simultanei, con

maturazione contemporanea di ovociti e spermi nella stessa gonade (Fig. 1). In alcuni casi è stata osservata autofecondazione, con il ritrovamento dei primi stadi di sviluppo embrionale ancora all'interno della cavità subombrellare del medusoide (Fig. 2).

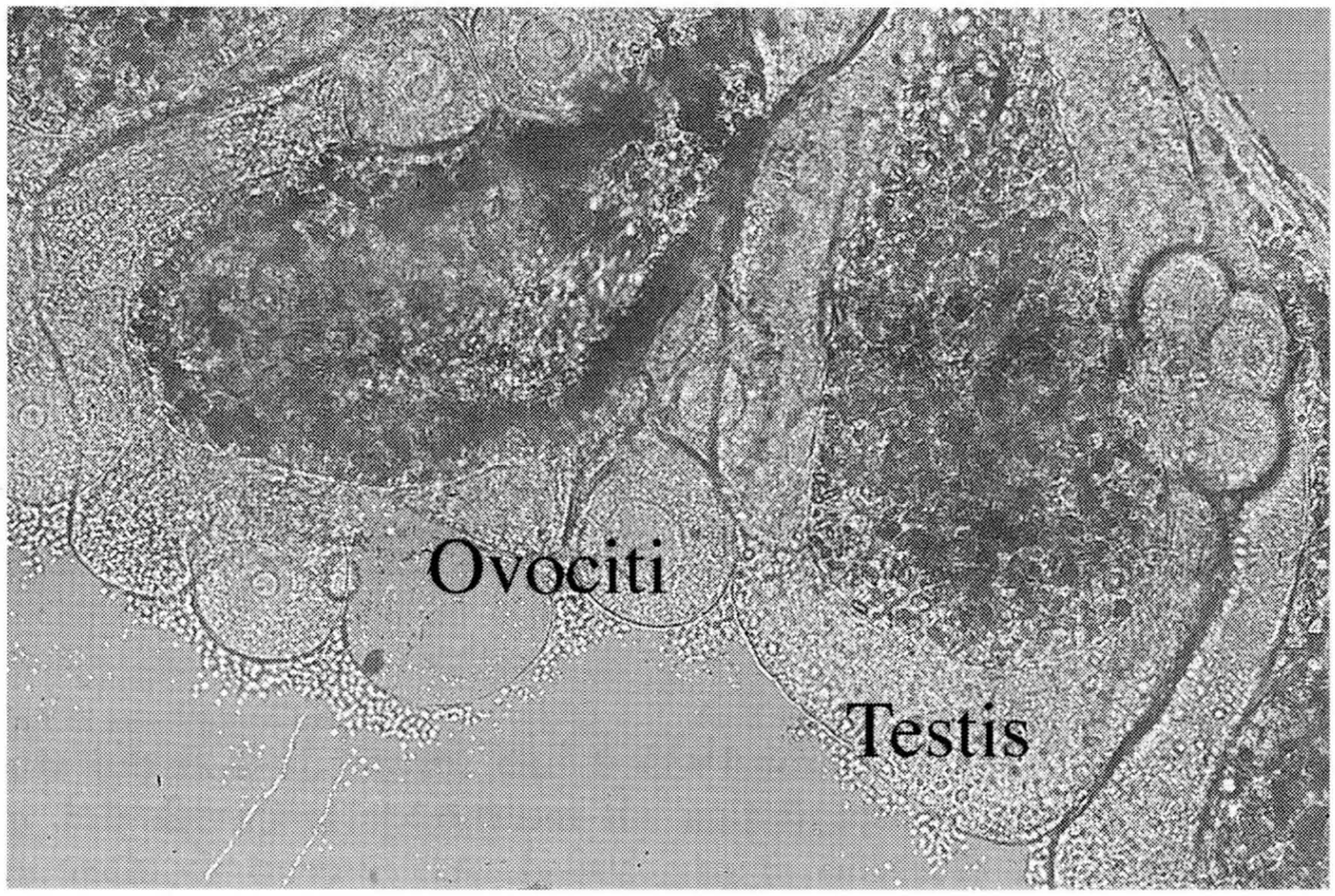


Fig. 1 - Gonade ermafrodita di *Eugymnanthea inquilina*. 650 x.
Hermaphroditic gonad of *Eugymnanthea inquilina*. 650 x.

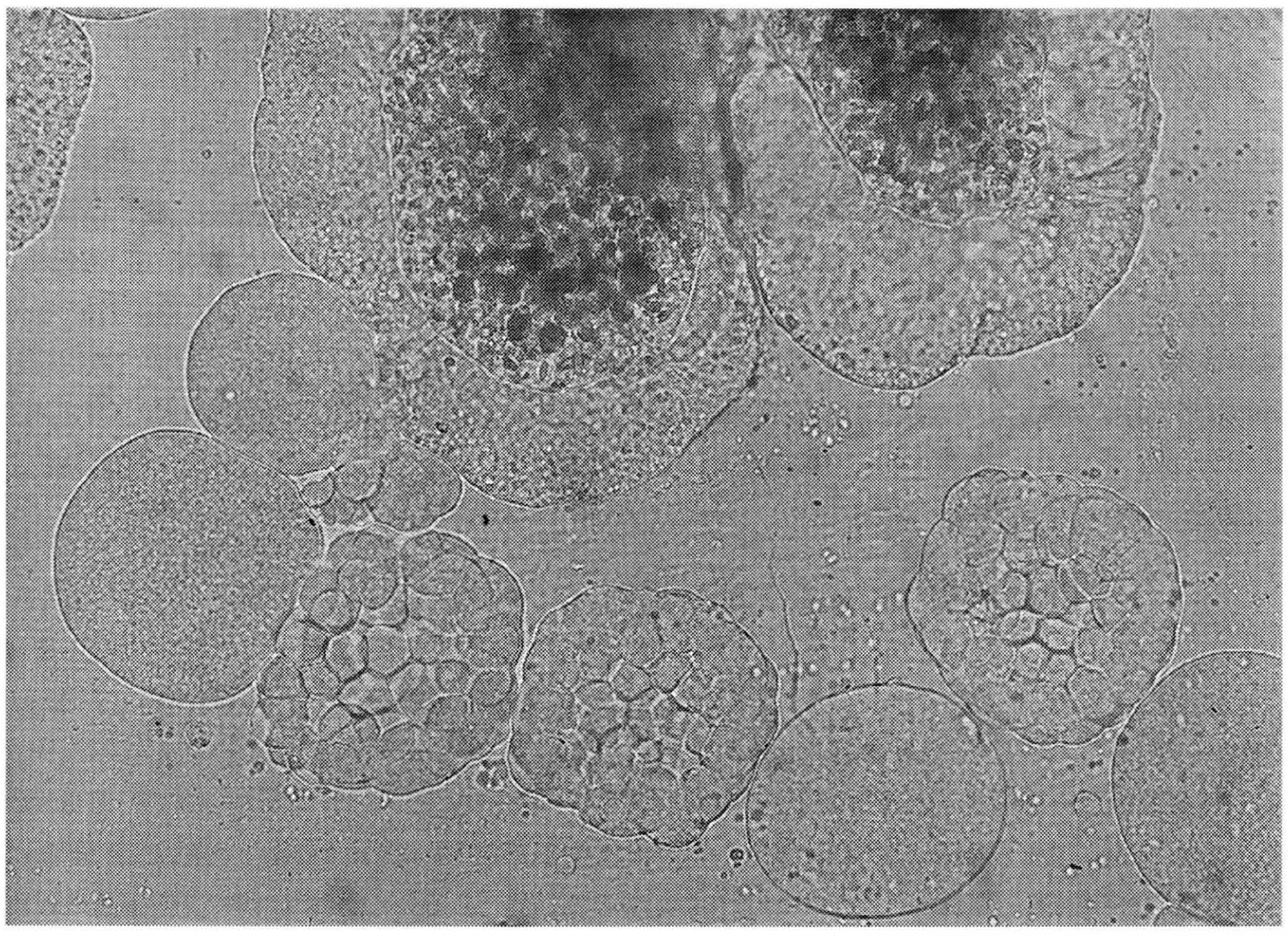


Fig. 2 - Embrioni (morulae) nella cavità subombrellare di una medusa ermafrodita di *Eugymnanthea inquilina*. 720 x.
Embryonic morula stages in the subumbrellar cavity of an hermaphrodite medusa *Eugymnanthea inquilina*. 720 x.

Discussione

L'ermafroditismo è un fenomeno molto comune nel mondo animale, ed in particolare tra gli organismi del benthos sessile, ma i casi di ermafroditismo conosciuti fra gli Idrozoi sono rari. Fra i Metazoi, in generale, l'ermafroditismo sufficiente è presente in molti phyla, ma è limitato a poche specie, per gli svantaggi derivanti dal conseguente eccesso di omozigosi da inbreeding. E' opinione diffusa che che la condizione gonocorica tra i Metazoi sia derivata proprio da un ermafroditismo sufficiente negli archimetazoi (Balletto, 1995). E' possibile che la conservazione delle potenzialità di ermafroditismo simultaneo in *E. inquilina* sia legata alla elevata specializzazione dell'habitat (la cavità del mantello dei mitili) in cui la specie spende gran parte del suo ciclo vitale. Gli svantaggi della autofecondazione potrebbero essere compensati dalla maggiore possibilità di rimanere in prossimità di un substrato idoneo per l'insediamento larvale.

Sino ad oggi, la condizione gonocorica sembrava essere una strategia stabile nel ciclo vitale di *E. inquilina* (Kubota, 1983). Il ritrovamento di forme ermafrodite con gonadi capaci di produrre contemporaneamente entrambi i tipi di gameti (ovotestis) lascia aperta la questione dell'insediamento monoclonale all'interno di uno stesso mitilo. Difatti, la liberazione di meduse appartenenti ad entrambi i sessi potrebbe riflettere una condizione ermafrodita complessa, con gemmazione di stadi adulti a sessi differenziati da parte di polipi appartenenti allo stesso clone, ma di età o stato fisiologico differente. L'espressione "topografica" del polimorfismo negli organismi coloniali (idroidi, briozoi) è fenomeno ben conosciuto, e non è impensabile che fattori epigenetici possano regolare, durante la gemmazione delle meduse a livello della fase polipoide, anche la determinazione del sesso e l'anatomia delle gonadi.

Bibliografia

PIRAINO S., TODARO C., GERACI S., BOERO F. (1994) - Ecology of the bivalve-inhabiting hydroid *Eugymnanthea inquilina* in the coastal sound of Taranto (Ionian Sea, SE Italy). *Mar. Biol.*, **118**: 695-703.

BALLETTO E. (1995) - *Zoologia evolutiva.* Zanichelli, Bologna: 494 pp.

KUBOTA S. (1983) - Studies on life histories and systematics of the Japanese commensal hydroids living in bivalves, with some reference to their evolution. *J. Fac. Sci. Hokkaido Univ.*, **23** (3): 296-402.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 540-541

R. CHEMELLO, V. DI MARTINO*

Dipartimento di Biologia Animale dell'Università, Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.
*Dipartimento di Botanica dell'Università di Catania, Italia.

SEGNALAZIONE DI *OXYNOE OLIVACEA* RAFINESQUE (MOLLUSCA, GASTROPODA, SACOGLOSSA) SU *CAULERPA MEXICANA* SONDER EX KÜTZING

FINDING OF *OXYNOE OLIVACEA* RAFINESQUE (MOLLUSCA, GASTROPODA, SACOGLOSSA) ON *CAULERPA MEXICANA* SONDER EX KÜTZING

Abstract

The authors point out the finding of the shelled Mollusca Sacoglossa Oxynoe olivacea *on* Caulerpa mexicana *in the Messina Strait (North-Eastern Sicily). The high abundance of this mollusc on* Caulerpa *demonstrates the need of more data on invasion of new species and on biological control of invaders.*

Key-words: mollusc, *Oxynoe olivacea*, *Caulerpa mexicana*, Sicily, Mediterranean Sea.

Introduzione

Caulerpa mexicana SONDER ex KÜTZING (sinonimo di *Caulerpa taxifolia* ecad *mexicana*) forma un popolamento, il *Caulerpetum mexicanae* GIACCONE e DI MARTINO 1995, ormai ben strutturato nei fondali dello Stretto di Messina, tra 0,5 e 18 m di profondità (Giaccone e Di Martino, 1995). Lo studio sistematico del popolamento a *Caulerpa mexicana* ha permesso di compiere alcune osservazioni di carattere faunistico, a completamento dell'unica breve nota presente in letteratura (Palazzi *et al.*, 1995). A questo riguardo presenta un certo rilievo il ritrovamento nei campioni di un elevato numero di esemplari di *Oxynoe olivacea* RAFINESQUE, 1814. Questo dato, peraltro atteso (Chemello, 1996) sembra confermare la stretta dipendenza trofica dei Sacoglossi del genere *Oxynoe* dalle alghe verdi sifonali del genere *Caulerpa*. In Mediterraneo occidentale e meridionale, *Oxynoe olivacea* viene comunemente rinvenuta nelle praterie a *Caulerpa prolifera*.

Metodi e risultati

Nel corso del periodo di studio (Luglio 1994 - Febbraio 1997, con cadenza semestrale), utilizzando una sorbona su 1 m^2 di superficie, *Oxynoe olivacea* è stata sempre campionata su *Caulerpa mexicana*, con un numero medio di 17 esemplari/m^2 ed un massimo nei mesi invernali di 30 esemplari/m^2. Questo dato conferma le osservazioni precedenti (Pandolfo e Chemello, 1995). Sulle *Caulerpa* alloctone del Mediterraneo, infatti, i Sacoglossi sembrano aumentare di numero rispetto ai popolamenti autoctoni a *Caulerpa prolifera*. Ad esempio, la densità di *Ascobulla fragilis* aumenta da 1-3 esemplari/m^2 su *Caulerpa prolifera* ad oltre 8-12 esemplari/m^2 su *Caulerpa racemosa* (Pandolfo e Chemello, 1995) mentre *Oxynoe olivacea* aumenta da 1-2 esemplari/m^2 sempre su *Caulerpa prolifera* a 9-30 esemplari/m^2 su *Caulerpa mexicana*, con una tendenza all'aumento nel tempo

(Fig. 1). Per queste specie di Sacoglossi, quindi, *Caulerpa mexicana* e *Caulerpa racemosa* sembrano rappresentare un *pabulum* alternativo a *Caulerpa prolifera* e viene confermata la tendenza alla stenofagia o alla monofagia già descritta per altri Sacoglossi conchigliati (Clark e De Freese, 1987). Per questi Molluschi la presenza di sostanze tossiche ed eventuali differenze nel contenuto calorico tra le diverse specie di *Caulerpa* non sembrano compromettere la scelta dell'alimento che viene, invece, regolata dalla struttura della pianta e dalla dimensione dei sifoni polienergidici (Clark e De Freese, 1987).

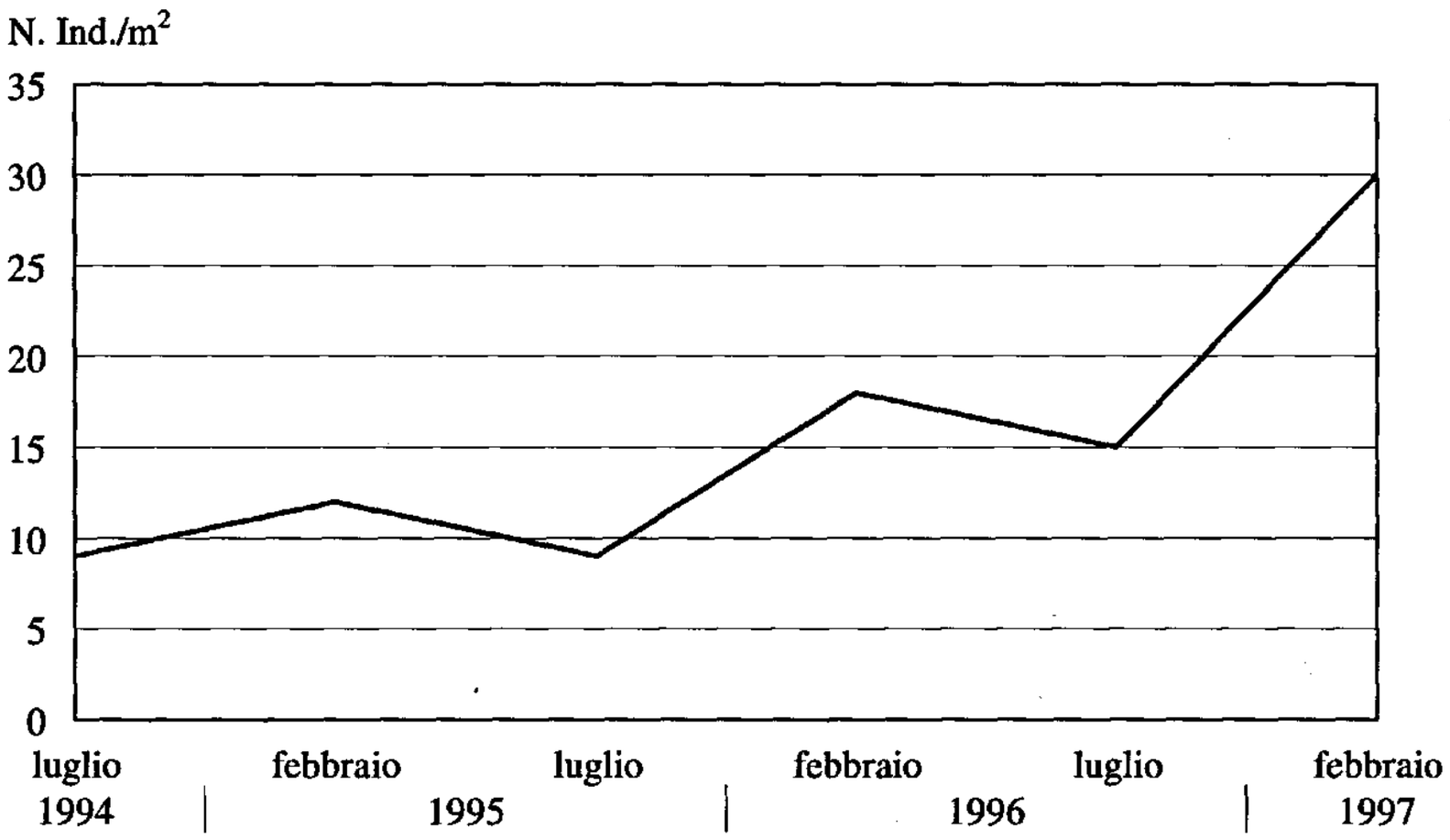


Fig. 1 - Variazione nel numero di *Oxynoe olivacea* su *Caulerpa mexicana*.
Variations in the number of *Oxynoe olivacea* on *Caulerpa mexicana*.

Conclusioni

Ovviamente queste osservazioni, ottenute da analisi preliminari, vanno confermate con dei campionamenti *ad hoc* per la malacofauna. I dati comunque fanno supporre una normalizzazione strutturale dei popolamenti animali associati, in contrasto con quanti profetizzano la necessità e l'urgenza di importare controllori biologici dai Caraibi (si può vedere, ad esempio, il forum del 1996 su *Opisthobranch Newsletter*), con numerosi rischi per la fauna mediterranea, che d'altra parte sembra stia reagendo alla presenza degli invasori.

Bibliografia

CHEMELLO R. (1996) - Reader forum: *Caulerpa* control. Additional cautions. *Opisthobranch Newsletter*, **22** (12): 1.

CLARK K.B., DE FREESE D. (1987) - Population ecology of Caribbean Ascoglossa (Mollusca: Opisthobranchia): a study of specialized algal herbivores. *Am. Malac. Bull.*, **5** (2): 259-280.

GIACCONE G., DI MARTINO V. (1995) - La vegetazione a *Caulerpa mexicana* SONDER ex KUTZING nello Stretto di Messina (Sicilia Nord-Orientale). *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, Catania, **28** (249): 75-91.

PALAZZI S., SCUDERI D., VILLARI A. (1995) - Note sulla malacofauna associata a *Caulerpa taxifolia*. *La Conchiglia*, **277**: 4-6.

PANDOLFO A., CHEMELLO R. (1995) - Prime note sulla malacofauna associata a *Caulerpa racemosa* nella Baia di Santa Panagia (Sicilia orientale). *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 649-651.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 542-544

S. Grimaldi de Zio, M. Gallo D'Addabbo, M.R. De Lucia Morone, R. Pietanza

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.

PRIMI DATI SUL MEIOBENTHOS DELLE ISOLE EOLIE

PRELIMINARY DATA ON THE AEOLIAN ISLANDS MEIOFAUNA

Abstract

Meiofaunal samples were collected in July 1994 and in June/July 1995, around the Aeolian Islands for the EOCUMM 94 e EOCUMM 95 projects.The 64 samples revealed a rich meiobenthic community dominated by Nematoda and Copepoda, followed by Polychaeta, Gastrotricha, Tardigrada, Halacarida and Turbellaria. High biodiversity was found for Tardigrada, Hetherotardigrada and Nematoda.

Key-words: Meiobenthos, Aeolian Islands, Biodiversity.

Introduzione

Nell'ambito dei Progetti EOCUM 94 e 95, durante l'estate del 1994 e del 1995, sono stati prelevati per lo studio del popolamento meiobentonico, 64 campioni di sedimento lungo le coste delle Isole Eolie e a Secca del Capo. Questo lavoro vuole essere un contributo alla conoscenza della Meiofauna del Mediterraneo.

Materiali e metodi

I prelievi sono così ripartiti: Panarea, 6 stazioni fra 0 e -4 m, Vulcano, 14, fra 0 e -15 m, Lipari, 33, fra 0 e -90 m, Salina, 9, fra 0 e -5 m, e Secca del Capo,. 2, fra -40 e -46 m.

I campioni sono stati raccolti mediante benna Ekmann modificata 20x20 cm. I campioni di sedimento sono stati suddivisi in 5 subcampioni, fissati con formalina al 5% in acqua di mare neutralizzata con borace. La fauna è stata estratta mediante lavaggio, centrifugazione e filtraggio attraverso un setaccio a maglie di 42 µm. Per i campioni ricchi di fango si è impiegato il metodo di separazione con LUDOX AM. E' stato inoltre eseguito l'esame granulometrico di tutti i campioni prelevati (Higgins e Thiel, 1988).

Risultati e conclusioni

Ad eccezione dei sedimenti di Secca del Capo, formati da detrito grossolano di coralligeno, tutti gli altri sono risultati silicei; lo studio granulometrico ha mostrato che i sedimenti sono equamente ripartiti fra "grossi", "medi" e "fini".

L'esame dei campioni ha rivelato una notevole ricchezza della meiofauna, in media 300 ind/10cm^{2,} costituita, come prevedibile, essenzialmente da Nematodi, Copepodi Arpacticoidi, e Policheti e, in misura minore, da Ostracodi, Gastrotrichi, Turbellari, Tardigradi, Acari ed occasionalmente Chinorinchi e Gasteropodi Opistobranchi .

I Nematodi rappresentano il gruppo numericamente più ricco sia per numero di specie che di individui, costituendo circa il 50 % della meiofauna totale. A causa dell'elevato numero di esemplari, si è per ora proceduto all'analisi

tassonomica, in 12 campioni, fino al livello di generi. Per lo studio sistematico un buon ausilio è stato dato anche dalle chiavi pittoriche di Platt e Warwick (1983, 1988) e di Tarjan (1980). Sono stati individuati 63 generi appartenenti a 23 famiglie, dei quali si è considerata la distribuzione nelle diverse stazioni in base ai "feeding-types" (Wieser, 1953; 1959).

Il "feeding-type" dominante per numero di generi è il 2A "epigrowth feeders", con ventiquattro generi appartenenti soprattutto alle famiglie Chromadoridae e Cyatholaimidae, seguito dal 2B "omnivorous, predators" con 19 generi prevalentemente delle famiglie Thoracostomopsidae, Enoplidae e Oncholaimidae, 1B "non-selective deposit feeders" con 14 generi, la maggior parte dei quali sono Xyalidae ed infine l'1A "selective deposit feeders" con 11 generi fra cui prevalgono numericamente gli appartenenti alle famiglie Desmoscolecidae e Epsilonematidae. Questa sequenza si conferma anche se si considerano i numeri di individui per "feeding type", poichè il 2B risulta ancora numericamente il più abbondante, seguito da 2A, 1B e 1A.

Quasi ci fosse un avvicendamento fra le specie, in ogni campione ci sono una, al massimo due, specie dominanti, diverse da campione a campione. Rispetto alle caratteristiche granulometriche, i Nematodi risultano più abbondanti per numero di individui e di specie nei campioni silicei a granulometria più sottile. Ma dal momento che non esistono dati di confronto riferiti ad altri periodi dell'anno, questa fase del lavoro viene considerata, come già detto, una fase di censimento, senza voler trarre imprudenti conclusioni sulla distribuzione delle specie.

I Crostacei, soprattutto Copepodi Arpacticoidi, ma anche Ostracodi, presenti anch'essi in tutti i campioni, costituiscono da soli il 41,4% di tutto il popolamento e sono più frequenti nei sedimenti medii o medio-fini.

Gli Anellidi (6,9%), tutti Policheti, appartengono principalmente alle famiglie Saccocirridae, Nerillidae, Syllidae.

In 41 dei 64 campioni è stato rinvenuto un numero rilevante di Tardigradi (0,43%). Sono state individuate 34 specie (tre delle quali nuove), appartenenti a 16 generi diversi. E' da sottolineare che 30 specie sono presenti tutte insieme nella sola stazione di Secca del Capo. Questa ricchezza in specie ed individui, si può collegare alla natura del substrato, detrito di coralligeno. Gli altri campioni, invece, tutti silicei, ospitano un numero molto inferiore di specie ed esemplari. I Tardigradi sono rappresentati da tre famiglie: Halechiniscidae, la più ricca con 26 specie, Batillipedidae e Stygarctidae entrambe con 4 specie. *Halechiniscus greveni* è presente nella maggior parte dei campioni.

Anche i Gastrotrichi, sia Macrodasyida che Chaetonotida, sono presenti nella maggior parte dei campioni, costituendo l'1,34%.

In conclusione questo studio, per quanto preliminare, ha messo in evidenza una comunità meiobentonica molto interessante perchè ricca sia da un punto di vista quantitativo che qualitativo, come si evince dai dati relativi ai taxa dei Nematodi e Tardigradi su cui è stata condotta un'analisi più approfondita.

Bibliografia

HIGGINS R.P., THIEL H. (1988) - *Introduction to the study of Meiofauna*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C.London: 488 pp.

PLATT H.M., WARWICK R.M. (1983) - Freeliving Marine Nematodes. Part I. British Enoplids. In: *Synopses of the British Fauna*, **28**: 307 pp.

PLATT H.M., WARWICK R.M. (1988) - Freeliving Marine Nematodes. Part II. British Chromadorids. In: *Synopses of the British Fauna*, **38**: 502 pp.

TARJAN A.C. (1980) - *An illustrated Guide to the Marine Nematodes*. University of Florida: 135 pp.

WIESER W. (1953) - Die Beziehung zwischen Mundhöhlgestand, Ernahrungesweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. *Ark. f. Zool.*, Ser. **2** (4): 439-483.

WIESER W. (1959) - Free-living marine Nematodes. IV General part. Chile Reports 34. *Lunds Univ. Ârsskr. N. F. Avd.* 2, 55, **5**: 111 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 545-548

C. FROGLIA, G. RIVAS*, S. COLELLA, A. PANZERI**

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, CNR, Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia.
*Centro Oceanologico Mediterraneo S.C.p.A. – Palermo, Italia.
**AGIP S.p.A. Unità GEDA - San Donato Milanese, Milano, Italia.

VALUTAZIONE PRELIMINARE DEGLI EFFETTI SUI MACROINVERTEBRATI BENTONICI DELLE PROSPEZIONI SISMICHE CON AIR-GUN CONDOTTE NELLA FASCIA COSTIERA

PRELIMINARY ASSESSMENT OF THE EFFECTS ON COASTAL BENTHIC MACRO-INVERTEBRATES OF SEISMIC EXPLORATION WITH AIR-GUN

Abstract

No evidence of induced mortality on commercial clams and on other macro-benthic invertebrates was obtained from the comparison of samples collected, with a professional clam dredge, before and two days after the execution of a 3D air-gun seismic survey carried out on a shallow (< 10 m) sandy bottom in the Central Adriatic Sea.

Key-words: benthos, seismic survey, air-gun, Adriatic Sea.

Introduzione

Nelle prospezioni sismiche per la ricerca di depositi di idrocarburi nei fondali marini si sfruttano le caratteristiche di propagazione di onde acustiche, nell'intervallo di frequenze minori di 100 Hz. L'onda acustica, di intensità compresa tra 200 e 250 dB re1mPa@1m, è prodotta dallo scoppio di bolle d'aria compressa scaricate ad intervalli di 10-20 secondi da un insieme di cannoni ad aria (air-gun) trainato dalla nave da ricerca che contemporaneamente traina anche il sistema di registrazione delle onde riflesse dagli strati crostali.

Nell'ultimo decennio questa sorgente di energia acustica, più rispettosa dell'ambiente, ha gradualmente sostituito l'impiego di cariche esplosive e di scariche elettriche (sparker).

Per fornire una risposta scientifica alle preoccupazioni manifestate da alcuni settori dell'opinione pubblica circa l'impatto ambientale delle prospezioni sismiche condotte in Adriatico per la ricerca di idrocarburi, un'indagine è stata condotta nel 1995-96 (La Bella *et al.*, 1996). Successivamente, sfruttando l'opportunità offerta da una prospezione sismica 3D effettuata con air-gun al largo di Pescara per conto dell'AGIP, si sono studiati gli eventuali effetti indotti a breve termine sui principali macro-invertebrati della comunità bentonica delle sabbie fini ben classate. Questa comunità in Adriatico è caratterizzata da una facies a *Chamelea gallina* che sostiene una importante pesca con draghe idrauliche da vongole (Froglia, 1989).

Materiali e metodi

Il 21 marzo, al largo di Silvi Marina (Pescara), in un rettangolo di circa 1 Km^2, profondità 5 - 8 m, sono state campionate 28 stazioni (150 ± 10 m^2 cadauna) con una draga idraulica del tipo in uso nella pesca professionale delle vongole

(fronte 3 m, grigliato da 11 mm). Il giorno successivo l'area è stata interessata da 4 profili sismici (totale 12,5 km) effettuati dalla N/R Western Wave con un sistema di air-guns da 24,6 litri, trainato a 3 m dalla superficie, secondo le procedure normalmente utilizzate nelle prospezioni sismiche 3D costiere.

Il campionamento del macrobenthos è stato ripetuto con la stessa metodica su 28 stazioni il 25 marzo, assumendo il lasso di tempo intercorso dall'esecuzione della prospezione, sufficiente per indurre la morte o la predazione degli individui che avessero subito gravi traumi a causa dell'esposizione alle onde acustiche prodotte dall'air-gun.

Sui campioni prelevati si sono rilevati il numero e la biomassa (peso umido) delle specie presenti e, limitatamente ai due molluschi bivalvi di interesse commerciale (*Chamelea gallina* ed *Acanthocardia tuberculata*), la distribuzione di taglie sugli individui vivi e sulle valve (destre) vuote.

Si è rilevata una elevata variabilità tra le stazioni, derivante dalla distribuzione altamente contaggiosa di alcuni macro-invertebrati bentonici, e dall' elevato sforzo di pesca esercitato sui fondali a vongole adriatici. Inoltre per alcune specie si è osservato un gradiente di abbondanza correlabile con il variare dei sedimenti nell'intervallo batimetrico campionato.

Pertanto nell'analisi dei dati, per ridurre la variabilità tra le stazioni, queste sono state suddivise in due strati batimetrici:'5,0 - 6,9 m' e '7,0 - 8,9 m'. I quantitativi delle singole specie registrati nei campioni raccolti prima e dopo la prospezione sismica sono stati comparati mediante il test U di Mann-Witney (Siegel, 1978). La comunità macro-bentonica è stata caratterizzata con gli indici di diversità di Shannon-Wiener e di uniformità (eveness); la percentuale di similitudine tra i campioni è stata stimata con la formula di Whittaker e Fairbanks. La proporzione di esemplari viventi e di valve vuote di *C. gallina* ed *A. tuberculata* osservata nei diversi campioni è stata analizzata con il test χ^2 corretto per la continuità.

Le distribuzioni di frequenze di lunghezza sono state confrontate con il test di Kolmogorov-Smirnov (Siegel, 1978).

Risultati

Per quasi tutte le specie le differenze tra il numero di individui catturati prima e dopo l'esecuzione della prospezione con air-gun (Tab. 1) non sono risultate significative. Unicamente per i due gasteropodi necrofagi *Nassarius mutabilis* e *Nassarius reticulatus* nello strato '5,0 - 6,9 m' la differenza (aumento dopo la prospezione sismica) è risultata statisticamente significativa.

Gli indici di diversità ed uniformità ed il coefficiente di similitudine non hanno evidenziato alterazioni del popolamento bentonico (Tab. 2).

La proporzione di individui vivi e valve vuote rilevata nei due strati batimetrici per *A. tuberculata* non presenta differenze significative tra i campioni prelevati prima e dopo la prospezione sismica. La differenza risulta invece significativa per *C. gallina,* ma solo nello strato batimetrico '7,0-8,9 m, e paradossalmente deriva da una più bassa proporzione di valve vuote riscontrata nei campioni prelevati dopo l'esecuzione della prospezione con air-gun.

Il test di Kolmogorov-Smirnov applicato alle distribuzioni di frequenza di lunghezza rilevate su queste due specie non ha evidenziato differenze significative e quindi porta ad escludere qualsiasi mortalità selettiva per taglie.

Tab. 1 - Numero di individui, delle 10 specie più abbondanti, raccolti nei campionamenti effettuati con draga idraulica (Superficie dragata 2100 m²) prima e dopo l'esecuzione dei profili sismici con air-gun.

Numbers, for the 10 most abundant species, collected with hydraulic clam dredge (total sample surface 2100 m²) before (PRE) and after (post) the air-gun seismic survey.

SPECIE	STRATO BATIMETRICO			
	5,0 - 6,9 m		7,0 - 8,9 m	
	PRE	**post**	**PRE**	**post**
Spisula subtruncata (da Costa)	33939	57084	24013	20707
Chamelea gallina (L.)	4241	5481	6248	6348
Nassarius mutabilis (L.)	4021	7887*	1937	1398
Diogenes pugilator (Roux)	2776	2892	4113	2745
Acanthocardia tuberculata (L.)	2041	1763	3770	5548
Nassarius reticulatus (L.)	554	1783*	1535	924
Echinocardium spp.	880	777	436	225
Neverita josephina Risso	785	729	539	527
Angulus spp.	753	1226	558	479
Liocarcinus vernalis (Risso)	388	399	678	652

* = differenza statisticamente significativa

Tab. 2 - Indici di diversità ed uniformità calcolati per le comunità bentoniche campionate con draga idraulica idraulica prima e dopo l'esecuzione dei profili sismici con air-gun.

Diversity and eveness of the benthic communities sampled with hydraulic clam dredge before (PRE) and after (post) the air-gun seismic survey.

INDICE	STRATO BATIMETRICO			
	5,0 - 6,9 m		7,0 - 8,9 m	
	PRE	**post**	**PRE**	**post**
diversità	2,0	1,8	2,3	2,3
uniformità (eveness)	1,5	1,4	1,7	1,7
Similitudine %	93		92	

Conclusioni

La sperimentazione non ha evidenziato modificazioni quali-quantitative nell'insieme delle specie macrobentoniche nè evidenti effetti letali sui bivalvi di interesse commerciale (vongole e cuori) conseguenti alla prospezione sismica con air-gun.

In un'altra sperimentazione, effettuata nel golfo di Trieste nell'ambito dello stesso programma di ricerca, bivalvi pettinidi mantenuti in gabbie sono stati

sottoposti alle onde acustiche generate da air-guns di diversa capacità posti alla distanza di 1 o 3 m senza che si verificasse alcuna mortalità.

Dai risùltati ottenuti sembra che l'esecuzione di prospezioni sismiche nella fascia costiera, anche a profondità minori di 10 m, non arrechi pregiudizio alle risorse bentoniche.

Peraltro nel Mare del Nord è stato evidenziato che alcune specie nectoniche tendono ad allontanarsi dalle aree interessate dal "disturbo acustico" prodotto dalle ripetute emissioni di energia da parte dell'air-gun (Lokkeborg e Soldal, 1993). Poichè nella fascia costiera adriatica diverse specie di pesci e molluschi cefalopodi formano nel periodo primaverile-estivo concentrazioni genetiche di riproduttori (es: *Gobius niger, Sepia officinalis*) o trofiche di esemplari giovanili (es: *Mullus barbatus, Trigla lucerna, Sepia officinalis*), ad evitare che il "disturbo acustico" interferisca con i cicli biologici di queste specie, disperdendo o impedendo le suddette aggregazioni, sarà comunque opportuno limitare l'esecuzione delle prospezioni sismiche al periodo tardo autunno invernale.

Bibliografia

LA BELLA G., CANNATA S., FROGLIA C., MODICA A., RATTI S., RIVAS G. (1996) - First Assessment of Effects of Air-Gun Seismic Shooting on Marine Resources in the Central Adriatic Sea. - *Proc. 3rd Int. Conf. on Health, Safety & Environment in Oil & Gas E & P.*, New Orleans, 1996, **1**: 227-237.

FROGLIA C. (1989) - Clam fisheries with hydraulic dredges in the Adriatic Sea. In: Caddy J.(Ed.), *Marine Invertebrate Fisheries, their assessment and management*. J. Wiley, New York: 507-524.

LOKKEBORG S., SOLDAL A.V. (1993) - The influence of seismic exploration with air-guns on cod (*Gadus morhua*) behaviour and catch rates. *ICES mar. Sci. Symp.*, **196**: 62-67.

SIEGEL S. (1978) - *Statistica non parametrica per le scienze del comportamento*. Edizioni O.S., Firenze: 269 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 549-552

M.C. GAMBI, P. GUIDETTI

Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "A. Dohrn" di Napoli,
Punta S. Pietro - 80077 Ischia Porto (Naples), Italy.

MORPHOLOGICAL OBSERVATIONS ON SEEDLINGS OF *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE GERMINATED "IN SITU"

OSSERVAZIONI MORFOLOGICHE SU GERMOGLI DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE GERMINATI "IN SITU"

Abstract

Distribution and morphological features of seedlings of Posidonia oceanica *(L.) Delile (Angiospermae, Potamogetonaceae) germinated "in situ" are reported. Seedlings, observed in August 1995, were settled on hard substrates from 0.5 m to 2 m depth in two sites located along the southern coast of the Island of Favignana (Egadi Archipelago, Western Sicily). Mean number of leaves (5.6), of scales (15.5) and scars (5.6) yielded a total mean number of 26.1 leaves produced after germination. A comparison with literature data suggests that the seedlings found were at least one-year old.*

Key-words: *Posidonia oceanica*, germination, seedlings, morphology, Southern Tyrrhenian Sea.

Introduction

Records on occurrence of germination and on abundance and distribution of seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile "in situ" are still too scarce to evaluate the reproductive success and the role of sexual reproduction in the potential of colonization at medium and large scale of this key-species. The relatively scanty information on "in situ" germination actually available (Gambi *et al.*, 1996; Piazzi *et al.*, 1996 a), seems however to testify an increasing frequency of records in these last 3-4 years, probably due to an increasing occurrence of flowering events, evident also along the Italian coasts (Calvo *et al.*, 1995; Balestri *et al.*, 1995; Boyer *et al.*, 1996), but also to the previous scarcity of observation, generally lacking in quantitative or phenological data (Giaccone e Sortino, 1974; Brambati *et al.*, 1980). For this reason it is worthwhile reporting the occurrence of several seedlings of *P. oceanica* germinated "in situ" in the Island of Favignana (Egadi Archipelago, Western Sicily), and giving some data on their distribution and morphological features.

Materials and methods

Seedlings of *P. oceanica* were observed in middle August 1995 along the southern coast of the Island of Favignana (37° 58' long. N; 12° 20' lat. E) at two different sites: Cala Monaci and Cala Rotonda. Both sites are characterized by rocky shores and by the presence of *P. oceanica* beds starting at about 3-4 m depth. The bed at Cala Monaci is continuous, while at Cala Rotonda the *P. oceanica* meadow shows a patchy distribution. A number of about 50 seedlings were collected at both sites; some seedlings were still bearing the seed at the

base of the rhizome, while in others seeds were lacking. Phenological and morphological measurements, and leaf biomass estimates (dry weight) were performed on 9 specimens with seed and 11 without seed, respectively. Differences between two groups (mean ± standard deviation) were tested in pairs (t-test).

Results and discussion

Seedlings were observed between 0.5 m and 2 m depth, settled on rocky bottom and big stones colonized by photophilic algae, mainly the Phaeophyta *Padina pavonica* (L.) Lamouroux. Several seedlings were dispersed as isolated shoots, while others were grouped in 3-4 specimens.

In the shoots still bearing the seed, this latter was black coloured with clear traces of decay; the primary root was always broken (Fig. 1). Data about

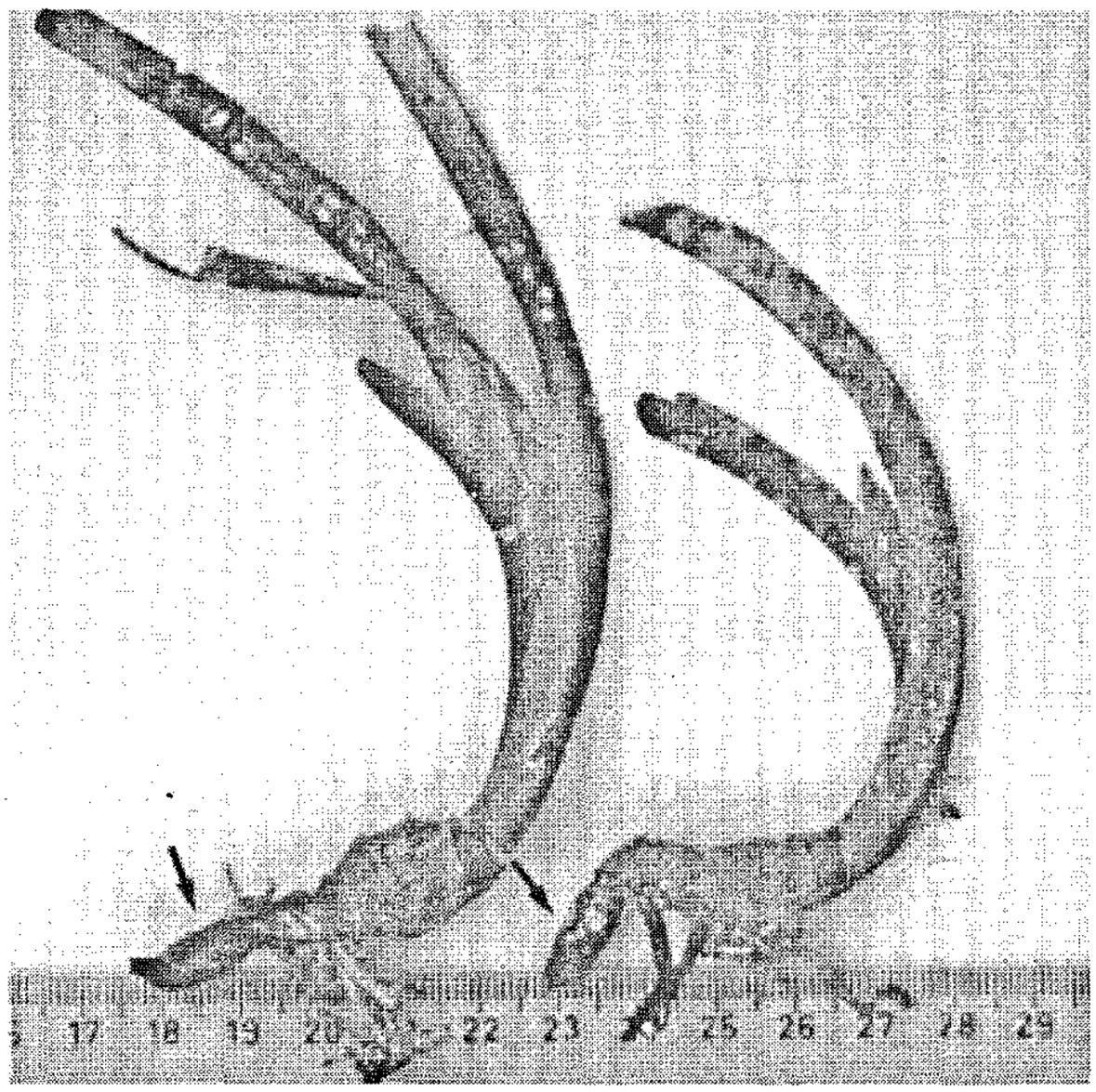


Fig. 1 - Seedlings of *P. oceanica* collected at Favignana, and still bearing the seed (arrows).
Germogli di *P. oceanica* osservati a Favignana e portanti ancora il seme (frecce).

phenology, morphology and leaf biomass are reported in Table 1. As no significant differences (t-test) were found between the shoots with and without seed, the values of the measured parameters have been pooled. All the seedlings showed a well developed root system. The leaf apices had often brown tissue (48%) or were broken (34%), and showed a heavy covering of epiphytes, mainly characterized by encrusting corallinaceous algae and egg capsules of molluscs. In some cases, shoots were observed in division. Considering the number of leaves together with that of scales and scars, a total mean number of 26.1 leaves per shoot were produced after germination (Table 1). These results have been compared with literature information on seed germination and culture in aquaria and with the scarse "in situ" data available. Various authors observed a high number of leaves produced during the first months after germination, both in laboratory conditions

Table 1 - Mean values ± standard deviations of morphological parameters and leaf biomass of the analyzed *P. oceanica* seedlings (N= 20).
Medie ± deviazioni standard dei parametri morfologici e della biomassa fogliare dei germogli di *P. oceanica* analizzati (N= 20).

Parameters	
leaf length (cm)	9.5 ± 5.9
length of the longest leaf (cm)	15.7 ± 3.4
leaf width (cm)	0.67 ± 0.08
leaf number per shoot	5.6 ± 1.5
adult leaves (%)	50
intermediate leaves (%)	22
young leaves (%)	28
leaves with broken apex (%)	34
leaves with brown tissue (%)	48
scales number per shoot	15.5 ± 5.2
scars number per shoot	5.6 ± 1.7
total number of leaves produced per shoot after germination	26.1 ± 5.5
secondary root number	6.0 ± 2.9
leaf biomass (mg d.w. per shoot)	132.4 ± 56.6

(Cooper, 1979; Caye and Meinesz, 1989; Bedini *et al.*, 1997), and "in situ" (Buia and Piraino, 1989; Gambi *et al.*, 1996; Piazzi *et al.*, 1996 b). Caye (1989), in 13 months old seedlings cultured in natural sea water, observed in June a total mean production of 22 leaves. This comparison suggests that the seedlings recorded at Favignana are at least one year old and derived from seeds settled in late spring or early summer 1994 and produced by a flowering in the autumn-winter of the previous year. Literature information on the *P. oceanica* beds of the Western coast of Sicily (Calvo *et al.*,1995) and of the areas around the Egadi Archipelago (Giaccone and Sortino, 1974), confirm that in these zones flowering and fruiting are quite regular and diffuse phenomena, and that a conspicuous fruiting has been recorded just in 1994 (Calvo *et al.*, 1995). Furthermore, a previous record of a *P. oceanica* seedling has been observed by Buia and Piraino (1989) in the Marettimo Island (Egadi), near Favignana. In May 1995 decaying pericarps of *P. oceanica* fruits have been observed floating in the harbour of Favignana (Gambi M.C., pers. observ.), and in June of the same year further *P. oceanica* seedlings were found at Cala Rotonda (Badalamenti F., pers. comm.). These findings demonstrate once more the regular flowering events and a high sexual reproductive effort of *P. oceanica* beds occurring in this zone. Following time evolution of *P. oceanica* seedlings settled in the area, it should be extremely important to evaluate the actual sexual reproductive success of the species, and the potential formation of new meadow patches by its offsprings.

Acknowledgements

We wish to thank Dr Buia M.C. and Dr Acunto S. for the useful advices, Dr Mazzella L. for the critical comments on the manuscript, and Dr Bussotti S. for help in data collection.

References

BALESTRI E., PIAZZI L., ACUNTO S., CINELLI F. (1995) - Segnalazioni di fioriture lungo le coste e isole toscane - Flowering and fruiting beds in Tuscany (Italy). *Rivista Marittima*, **12** (suppl.): 25-30 (references: 255-271).

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.

BOYER M., BUSSOTTI S., GUIDETTI P., MATRICARDI G. (1996) - Notes on the flowering and fruiting of *Posidonia oceanica* (L.) Delile beds in the Ligurian Sea (North Western Mediterranean). *Boll. Mus. Ist. biol. Univ. Genova*, **60-61**: 21-29.

BRAMBATI A., GHIRARDELLI E., GIACCONE G., OREL G., VIO E. (1980) - Bionomia del Canale di San Pietro (Sardegna): ricerche sedimentologiche, idrologiche e rilievo aerofotogrammetrico in funzione della tipologia e della distribuzione delle comunità bentoniche. *Nova Thalassia*, **4**: 135-171.

BUIA M.C., PIRAINO S. (1989) - Record of a *Posidonia oceanica* (L.) Delile seedling in the Egadi Islands (Sicily, Italy). *Posidonia Newsletter*, **2** (2): 19-22.

CAYE G. (1989) - Mise en evidence d'un polymorphisme sur des jeunes plants de *Posidonia oceanica*. In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds), *International Workshop on* Posidonia oceanica *Beds*. GIS Posidonie Publ., **2**: 77-84.

CAYE G., MEINESZ A. (1989) - Cultures en milieu artificiel de *Posidonia oceanica* a partir de graines. In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds), *International Workshop on* Posidonia oceanica *Beds*. GIS Posidonie Publ., **2**: 293-299.

CALVO S., FRADÀ ORESTANO C., TOMASELLO A. (1995) - Distribution, structure and phenology of *Posidonia oceanica* meadows along Sicilian coasts. *Giornale Botanico Italiano*, **129**, 1: 351-356.

COOPER G. (1979) - *Posidonia oceanica* = un arbre. *Jardin de la mer*. Provence-Corse, **3**: 1-66.

GAMBI M.C., BUIA M.C., MAZZELLA L. (1996) - Record of a diffuse germination of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Central Adriatic Sea (Croatia). *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 467-470.

GIACCONE G., SORTINO M. (1974) - Zonazione della vegetazione marina delle Isole Egadi (Canale di Sicilia). *Lav. Ist. bot. Giard. col. Palermo*, **25**: 165-183.

PIAZZI L., ACUNTO S., BALESTRI E., CINELLI F. (1996 a) - Osservazioni preliminari sulla germinazione di semi e sviluppo "in situ" di piantine di *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Informatore Botanico Italiano*, **28**: 61-66.

PIAZZI L., BALESTRI E., CINELLI F. (1996 b) - Studio sulla sopravvivenza ed accrescimento "in situ" di germogli di *Posidonia oceanica* (L.) Delile: confronto tra germogli naturali e trapiantati. In: Virzo de Santo A., Alfani A., Carrada G.C., Rutigliano F.A. (eds.), *S.It.E. Atti*, **17**: 297-299.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 553-556

M.C. GAMBI, A. TERLIZZI

Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "A. Dohrn", Napoli, Punta S. Pietro, 80077 Ischia (Naples), Italy.

RECORD OF A LARGE POPULATION OF *CAULERPA RACEMOSA* (FORSSKÅL) J. AGARDH (CHLOROPHYCEAE) IN THE GULF OF SALERNO (SOUTHERN TYRRHENIAN SEA, ITALY)

SEGNALAZIONE DI *CAULERPA RACEMOSA* (FORSSKÅL) J. AGARDH (CHLOROPHYCEAE) NEL GOLFO DI SALERNO (TIRRENO MERIDIONALE)

Abstract

The occurrence of a large population of the introduced seaweed Caulerpa racemosa *(Forsskål) J. Agardh (Chlorophyceae) is reported from the Gulf of Salerno (Southern Tyrrhenian Sea, Italy). The species was recorded, since October 1996, in sandy bottoms from about 13 m to 20 m depth, often associated with* Cymodocea nodosa *(Ucria) Aschers. meadows. Observations made in February and May 1997, led to estimate a 10% covering of the bottom by the population, and a distribution over an area of about 12 Km². The morphology of our ecotype is similar to that of specimens recorded in deep biotopes.*

Key-words: *Caulerpa racemosa*, seaweeds, distribution, introduced species, Tyrrhenian Sea.

Introduction

Caulerpa racemosa (Forsskål) J. Agardh (Chlorophyceae) is a pantropical seaweed, whose introduction into the Mediterranean was probably related to the opening of the Suez canal (Giaccone and Di Martino, 1995). This species has been first recorded in the Italian waters in 1993, along the southern coasts of Sicily (Alongi *et al.*, 1993). Further records documented its occurrence in the Meloria Shoals off Livorno (Tuscany) (Piazzi *et al.*, 1994), in the area near Genoa (Liguria) (Bussotti *et al.*, 1996) and near Cagliari (Sardinia) (Di Martino and Giaccone, 1995). The discontinuous distribution showed by *C. racemosa* along the western Italian coasts, demonstrates how little is known about the mechanisms of dispersion, at medium and large scale, of this kind of introduced species that often show an invasive behaviour.

In the present paper, the occurrence of a large population of *C. racemosa* for the Gulf of Salerno (Southern Tyrrhenian Sea), is reported. It represents the first record of the species along the coast of the continental Southern Italy. Data on distribution, morphology and population structure of the species are also given, considering that *C. racemosa* shows a high phenotipic variability also in the populations recorded off the Italian coasts.

Material and methods

C. racemosa has been initially analyzed from material collected in December 1996 with a trawling net at about 15 m depth on a sandy bottom near the harbour of Salerno. Observation and samples were then taken by SCUBA diving in

February and May 1997 at 15 m depth. Some phenological measures, made on 50 thalli, in both sampling months, include the thickness of the horizontal stolons (1), the length of the erect axes (2) and of the lateral branchlets (3), and the diameter of the terminal vescicles of the branchlets (4) (Table 1). The erect axes of at least 200 thalli have been measured in each sampling month to give information on the population structure.

Results and discussion

C. *racemosa* occurred from about 13 m to about 20 m depth, forming small tufts of about 8-10 cm in diameter. Tufts of the seaweed were settled on a sandy (fine sand) bottom, often mixed with *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers. meadows and scarce thalli of *Caulerpa prolifera* (Forssk.) Lamouroux. The analyzed area extended for about 10 nautical miles along the coast from the harbour of Salerno towards the south. The area interested by *C. racemosa* colonization has been estimated in a belt with an area of about 12 Km^2. The covering of the bottom due to plant components (*Caulerpa* spp. and *C. nodosa*) has been visually estimated around 10%, probably related to high disturbance due to the local fishery activities (mainly trawlings).

The species showed a morphology (Fig. 1) very similar to that of specimens found in the deep bottoms (- 40 m) off the island of Lampedusa (Pelagie islands, Sicily) by Alongi *et al.* (1993). A typical thallus was characterized by a not ramified erect axis, with vescicle-like branchlets sub-opposite and distichous. In a few cases in February, and more so in May, a certain degree of phenotipic variability occurred. This was mainly showed by dimension and shape of vescicles,

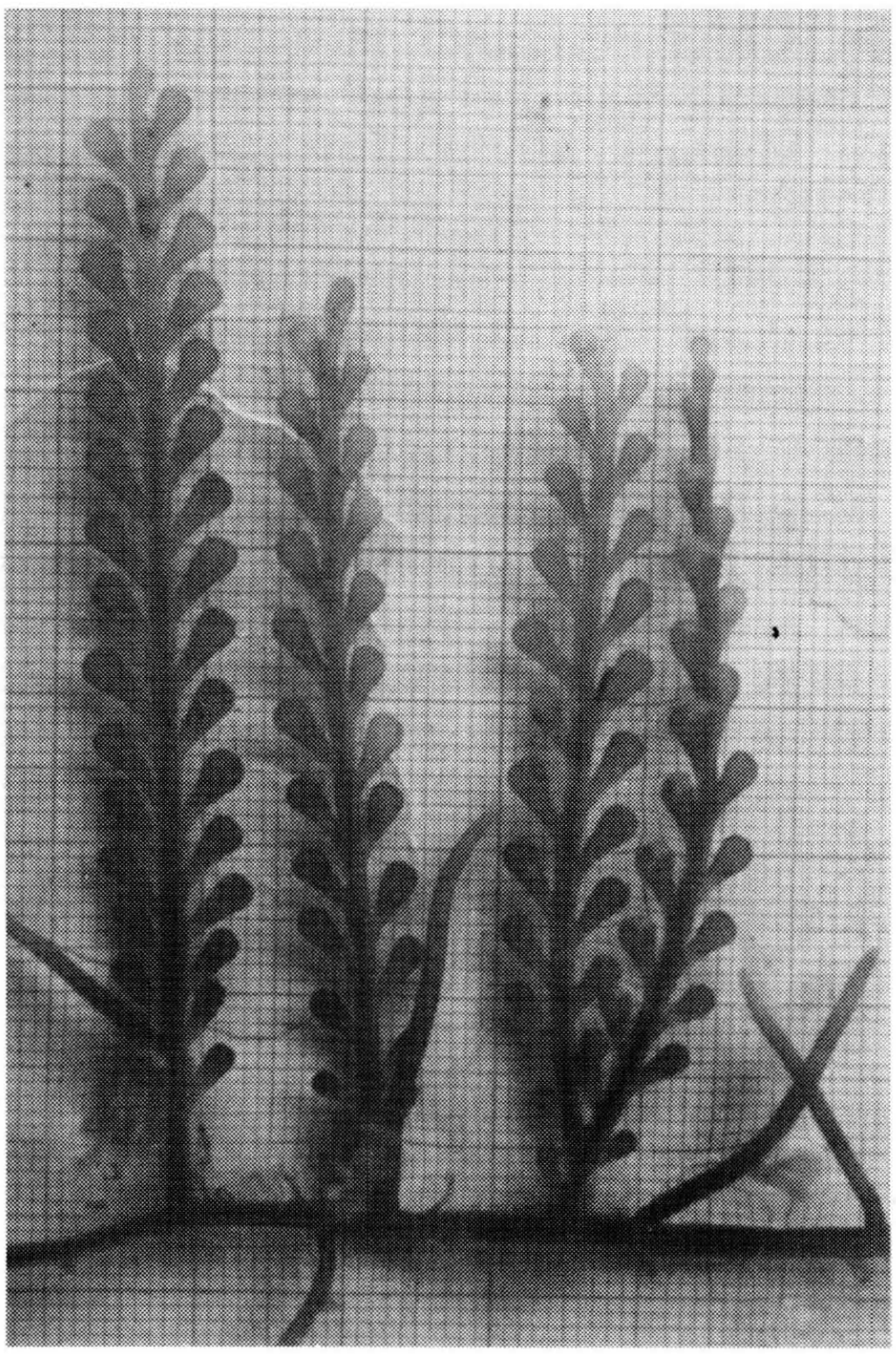


Fig. 1 - Thalli of *Caulerpa racemosa* collected in the Gulf of Salerno in February 1997.
Talli di *Caulerpa racemosa* raccolti nel Golfo di Salerno a Febbraio 1997.

that could be more or less wide and globular, by branchlets often disposed in different planes around the axes, and by ramification of the erect axes. The values (range and means) of the phenological parameters measured are reported in Table 1. In May, both the ranges and the means of all parameters showed slightly lower values than in February, testifying a general reduced size of the thalli. In February the structure of the population showed a slightly bimodal trend. About 78% of the erect axes were shorter than 40 mm; 24% of the specimens showed reduced vitality with thalli totally (11%) or partially (13%) decolored. In May the population structure was clearly unimodal (modal class=30-40 mm; erect axes longer than 70 mm absent), about 73% of the thalli were shorter than 40 mm and the decolored specimens were reduced to only 3%.

Tab. 1 - Range of variation, means±standard deviations of the phenological parameters measured for *Caulerpa racemosa* in the Gulf of Salerno: 1=thickness of horizontal stolon; 2 = length of erect axes; 3 = length of lateral branchlets; 4 = diameter of terminal vescicles.
Range di variazione, medie±deviazioni standard dei parametri fenologici misurati per *Caulerpa racemosa* nel Golfo di Salerno: 1=spessore stolone strisciante; 2=lunghezza talli eretti; 3=lunghezza ramuli laterali; 4=diametro vescicole terminali.

FEBRUARY (N= 50)			
parameters	range	mean	sd
1 (mm)	1-2.5	1.7	0.3
2 (mm)	9.6-88	37	24
3 (mm)	2.8-7.5	5	1.2
4 (mm)	1.1-3	2	0.5
MAY (N= 50)			
parameters	range	mean	sd
1 (mm)	0.9-2	1.3	0.3
2 (mm)	3.9-69	27	12
3 (mm)	1.2-5.2	3.3	0.8
4 (mm)	0.7-1.5	1	0.2

Although it was not possible to establish the actual period of initial introduction of *C. racemosa* in the studied area, the local fishermen noted the species about two years ago, limited to the surroundings of the harbour of Salerno. In October 1996, in the framework of a fishery survey in the Gulf of Salerno, such species was collected by a trawling net in an area further south, up to the mouth of the Tusciano river (Spedicato, pers. comm.).

The wide distribution of *C. racemosa* observed in the Gulf of Salerno, even though with relatively low covering values (10%), represents the largest area colonized by this species along the Italian coasts. This distribution is probably related to the local fishery activities that remove large amounts of the alga and release them in other zones, enlarging in this way the colonization area, and favoring the potential dispersal of the species. This process is quite similar to that performed in tropical areas (e.g., Philippines), where *C. racemosa* is aquacultured "in situ" and one of the cultivation methods is the dispersal of the thalli from a boat (Doumenge, 1995).

A high expansion of a population of *C. racemosa* has been also observed at the Meloria Shoals over a period of two years (Piazzi *et al.*, 1997). Some preliminary observation on aquaria where we were rearing *C. racemosa* collected at Salerno in February, confirmed the high settling capability and growth rate of the species, and its high plasticity and phenotipic variability.

Acknowledgements

We wish to thank Dr M.T. Spedicato (COISPA, Bari) for the useful information on distribution of *C. racemosa* in the Gulf of Salerno in October 1996, and Dr I. Gentile (Coop. Campania Pesca, Salerno) for assistance during sampling. Dr M.C. Buia (Stazione Zoologica, Napoli) verified the classification of the species.

References

ALONGI G., CORMACI M., FURNARI G., GIACCONE G. (1993) - Prima segnalazione di *Caulerpa racemosa* (Chlorophyceae, Caulerpales) per le coste italiane. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, Catania, **26** (342): 49-53.

BUSSOTTI S., CONTI M., GUIDETTI P., MARTINI F., MATRICARDI G. (1996) - First record of *Caulerpa racemosa* (Forssk.) J. Agardh along the coast of Genoa (North-Western Mediterranean). *Doriana*, **6** (294): 1-5.

DI MARTINO V., GIACCONE G. (1995) - La dispersione in Mediterraneo di alghe tropicali del genere *Caulerpa*. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, Catania, **28** (349): 693-705.

DOUMENGE F. (1995) - Quelques réflexions sur les algues caulerpes. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 613-633.

GIACCONE G., DI MARTINO V. (1995) - Le Caulerpe in Mediterraneo: un ritorno del vecchio bacino Tetide verso il dominio Indo-Pacifico. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 607-612.

PIAZZI L., BALESTRI E., CINELLI F. (1994) - Presence of *Caulerpa racemosa* in the North-Western Mediterranean. *Cryptogamie Algol.*, **15** (3): 183-189.

PIAZZI L., ACUNTO S., MAGRI M., RINDI F., BALESTRI E. (1997) - Osservazioni preliminari sull'espansione di *Caulerpa racemosa* (Forssk.) J. Agardh lungo le coste livornesi. *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 426-428.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 557-560

V. GAZALE, A. COSSU*

Battelle, Centro Ricerche Tramariglio - 07040 S.M. La Palma, Sassari, Italia.
*Dip. Botanica ed Ecologia Vegetale dell'Università di Sassari, Italia.

OSSERVAZIONI SUL FITOBENTHOS DELLA GROTTA DEI PALOMBI DELL'ISOLA FORADADA (SARDEGNA NORD-OCCIDENTALE)

PHYTOBENTHOS REMARKS ON THE PALOMBI CAVE (FORADADA ISLAND - NW SARDINIA)

Abstract

The distribution of the phytobenthos in the Palombi cave located at Foradada Island (NW Sardinia) was studied. A total of 49 algal species were identified comprising 27 Rhodophyceae, 11 Fucophyceae and 11 Ulvophyceae. Blidingia chadefaudii *is reported for the first time from Sardinia. Some considerations on the relationship between light and vertical distribution of the phytobenthos in the cave were also inferred.*

Key-words: phytobenthos, cave, Sardinia, light.

Introduzione

Nel promontorio calcareo di Capo Caccia, sede di intensi fenomeni carsici, si conoscono attualmente una trentina di grotte naturali. Alcune di esse hanno un grande sviluppo interno, altre, aprentesi quasi sempre al livello del mare, sono di piccole dimensioni. Le cavità del tratto orientale del promontorio, tra Capo Galera e Capo Caccia, sono ben conosciute, molto meno, quelle del versante occidentale, data la difficoltà di accesso e per le ricorrenti avverse condizioni meteomarine. Il presente contributo riferisce appunto sul fitobenthos della grotta dei Palombi nell'isola Foradada situata subito ad ovest del Capo. L'isola, che è poco più di uno scoglio, si è distaccata dal promontorio e dista da esso circa 300 m; ha una superficie di 5 Ha con il lato occidentale a falesia. La grotta, lunga un centinaio di metri, attraversa completamente l'isolotto nella parte mediana, creando due aperture: quella orientale è posta in posizione elevata; quella occidentale, alla base della falesia, è invece al livello del mare.

Materiali e metodi

E' stata effettuata un'analisi della zonazione verticale del fitobenthos attraverso la realizzazione di un transetto ad U per mostrare l'effetto dell'esposizione nei popolamenti presenti all'imboccatura della grotta (fig. 1). Al fine di osservare meglio l'influenza della luce nella distribuzione delle alghe all'interno della grotta è stata stimata, tramite spettroradiometro, la diffusione spettrale della luce in superficie all'esterno in condizioni di luce piena, in zona ombrosa e all'interno della grotta (fig. 2).

Risultati e discussione

L'idrodinamismo influisce sulla presenza e la distribuzione delle macroalghe soprattutto nella fascia prossimale all'imboccatura, come dimostra la variazione

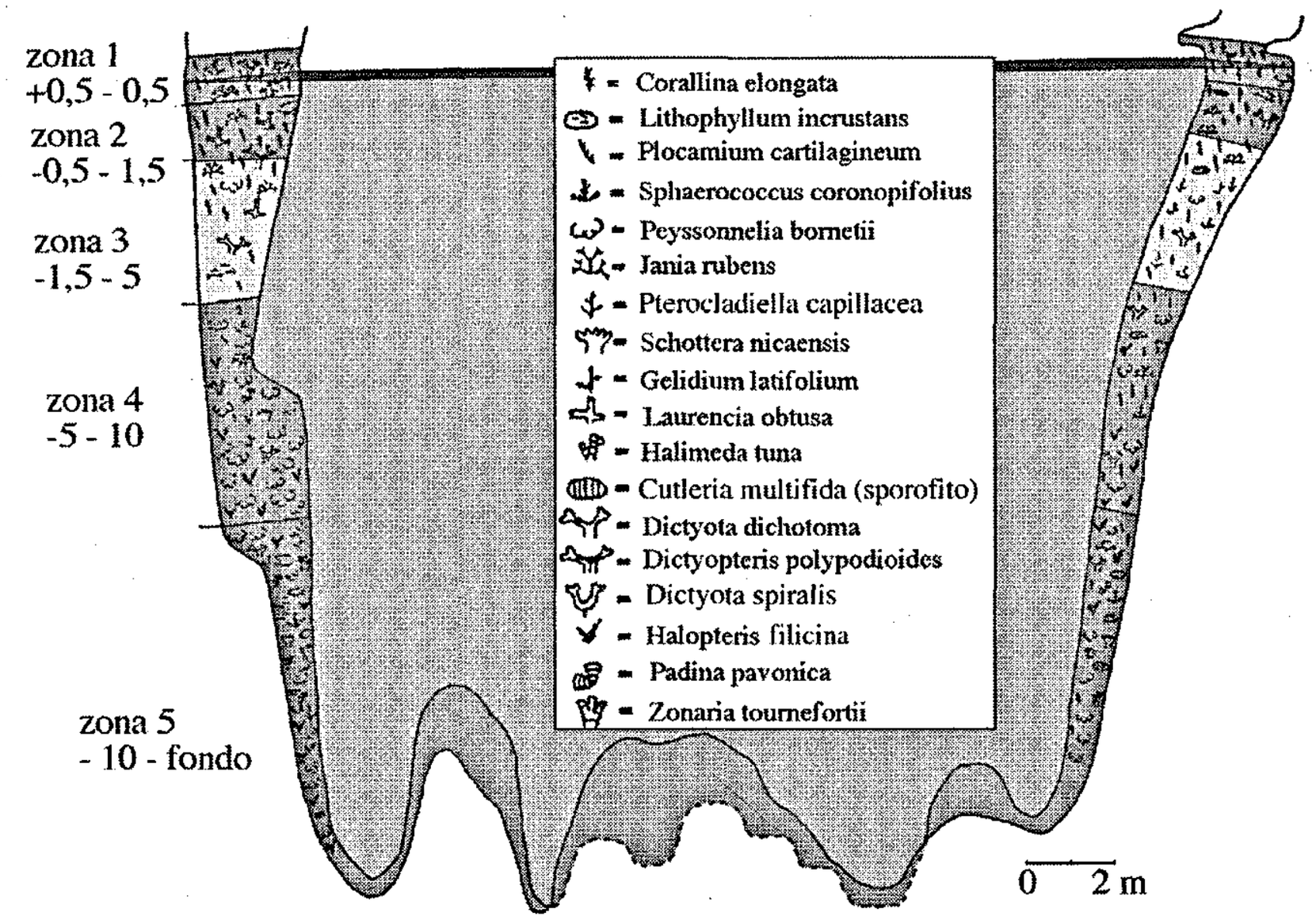


Fig. 1 - Blocco-diagramma dell'imboccatura della grotta
Block - diagram of the entrance to the cave depicting the different sampling zone.

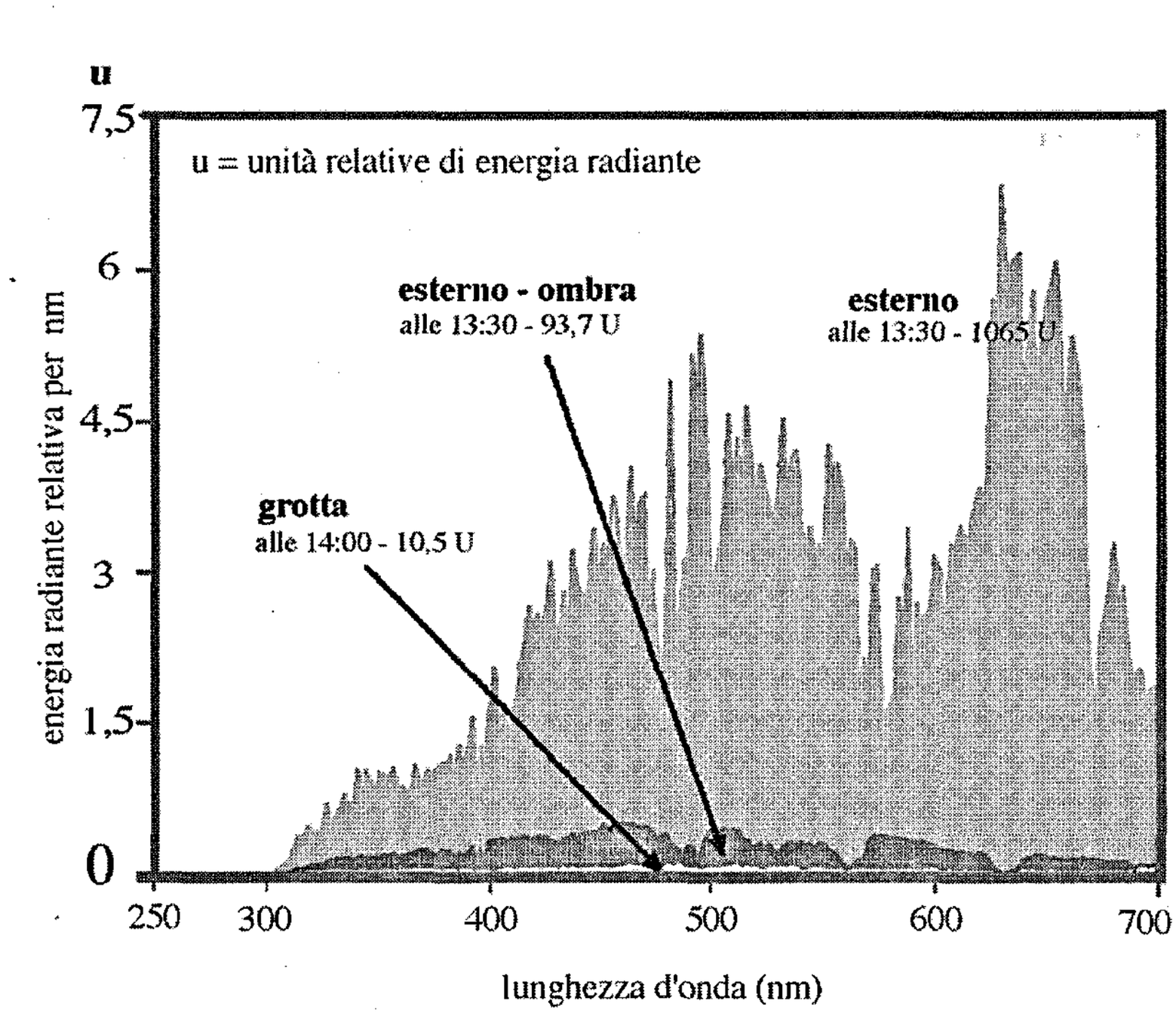


Fig. 2 - Grafico relativo all'energia radiante misurata nell'imboccatura della grotta, all'esterno in zona d'ombra e in piena luce in estate.
Daily solar irradiance measured at the entrance to the cave. The measurements were counducted during the summer in an area that was not shaded.

delle dimensioni delle concrezioni mediolitorali. Più in profondità la distribuzione delle alghe varia principalmente in relazione all'intensità della luce. Risulta evidente come *Laurencia obtusa* ed altre specie fotofile si trovino soprattutto, e con discreti valori di copertura, nel versante più illuminato. Tuttavia è sempre importante il ruolo dell'idrodinamismo come dimostra la distribuzione nel versante Nord di *Corallina elongata* e nel versante Sud di *Peyssonnelia bornetii*, che rappresentano le specie con maggiori valori di copertura (tab. 1). Infatti, *P. bornetii* è presente a Nord solo a 2 m di profondità e con scarsa copertura, mentre nel versante esposto a Sud, con idrodinamismo più ridotto, mostra la massima copertura (40%) già a partire da una profondità di 7 m. Viceversa, *C. elongata* a Sud è presente solo tra 5 e 10 m di profondità con scarsi valori di copertura, mentre a Nord è presente a tutte le profondità con copertura decrescente dalla superficie al fondo. Nel corso dello studio sono state ritrovate 49 macroalghe (27 Rhodophyceae, 11 Fucophyceae e 11 Ulvophyceae). Tra queste, *Blidingia chadefaudii* è risultata nuova per la flora marina della Sardegna (Cossu *et al.*, 1992). Infine si è osservato che la quantità di energia radiante (fig. 2) a 5 m dall'imboccatura rappresenta circa l'1% di quella all'esterno in condizioni di luce

Tab. 1 - Valori di copertura (%) riferiti alle zone segnalate in fig. 1 nella Grotta dei Palombi.
Percent cover in the zones shown in figure 1 of the "Grotta dei Palombi"

	Lato esposto a Nord					Lato esposto a Sud			
zona	1	2	3	4	5	1	2+3	4	5
Laurencia obtusa (Huds.) Lamour						15	20		
Corallina elongata Ellis et Solander	80	75	60	40	5			+	
Jania rubens (L.) Lamour		20	2	+	+	5	8	+	+
Peyssonnelia bornetii Boud. et Den.			+				+	40	40
Pterocladiella capillacea (Gmelin) Santelices et Hommersand			10						+
Schottera nicaeensis (Lamour. Ex Duby) Guiry et Hollenberg				+	+			+	+
Sphaerococcus coronopifolius Stackh.			+	+	+				+
Gelidium spinosum (Gmelin) Silva			8	15				3	+
Dictyota dichotoma (Huds.) Lamour.		2	2	10	+	20	10	2	+
Halopteris filicina (Grateloup) Kuetz.			15	20				5	15
Padina pavonica (L.) Lamour.					+			+	3
Cutleria multifida (Smith) Greville (sporofito)					+				+
Zonaria tournefortii (Lamour.) Mont.					+				3
Dictyopteris polypodiodes (D.C.) Lamour.	+								+
Halimeda tuna (Ellis et Sol.) Lamour.					+			+	+
Polmophyllum crassum (Naccari) Rabenh					+				
Codium effusum (Rafinesque) Delle Chiaje									+
Valonia utricularis (Roth) C. Ag.	+								

piena e il 10% di quella all'ombra; dalle nostre osservazioni è risultato anche che lo spettro è strutturalmente diverso, con una componente UV in grotta, abbastanza elevata, che può condizionare la presenza di alcune specie (Herrmann *et al.*, 1993).

Conclusioni

In conclusione lo studio ha mostrato che la distribuzione delle alghe è caratterizzata dalla risalita di specie, che normalmente vivono in profondità, verso la superficie. Resta da definire meglio l'influenza delle singole componenti spettrali e in particolare degli UV negli gli strati più superficiali.

Bibliografia

COSSU A., GAZALE V., BAROLI M. (1992) - La flora marina della Sardegna: inventario delle Alghe bentoniche. *Giorn. Bot. Ital.*, **126** (5): 651-707.

HERRMANN H., SCHEUERLEIB R., GAZALE V., DELOGU M.R., GHETTI F., LUCIA S., HADER D.P. (1993) - Effects of UV-B radiation on photosynthetic efficiency of *Dunaliella salina* and *Ulva laetevirens*. Fifth Congress of the European Society for Photobiology. Marburg (D): 145.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 561-562

P. GIANGUZZA, G. SARÀ, R. CHEMELLO, S. RIGGIO

Dipartimento di Biologia Animale dell'Università, Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.

NOTE SU UNA POPOLAZIONE DI *BRACHIDONTES PHARAONIS* (FISHER P.) (BIVALVIA, MYTILIDAE) IN UNA SALINA MARSALESE

NOTES ON A POPULATION OF *BRACHIDONTES PHARAONIS* (FISHER P.) (BIVALVIA, MYTILIDAE) IN A SALTWORK NEAR MARSALA

Abstract

A population of Brachidontes pharaonis *at the Marsala saltwork was studied for a year. The biometric analysis pointed out a difference between the samples taken from a depth of 0 and 0.5 m. This difference is probably due to the presence of* Laurencia papillosa *in the deepest station.*

Key-words: Mytilidae, biometry, population, saltwork, Mediterranean.

Introduzione

Brachidontes pharaonis (Fisher P., 1870) (=*Brachidontes variabilis* Krauss, 1848) è uno dei più comuni mitilidi eurialini della fascia intertidale dell' Indopacifico dove, fissandosi col bisso al substrato roccioso, forma dei banchi molto compatti. In quest'area il mitilide raggiunge una lunghezza conchigliare massima di 20-23 mm. Considerata una specie dioica a rapida crescita, *B. pharaonis* raggiunge la maturità sessuale dopo un anno di vita, con una lunghezza media della conchiglia di 7,5 mm. Le gonadi maturano in primavera e i gameti vengono rilasciati in estate con due deposizioni tra giugno e settembre (Morton, 1988).

Dopo l'apertura del Canale di Suez, *B. pharaonis* è il mollusco che si è spinto più a nord dell'imboccatura dello stesso dimostrando così, rispetto agli altri immigranti, una maggiore adattabilità alle condizioni ambientali esistenti in Mediterraneo. Giunto in Sicilia (Di Geronimo, 1971) probabilmente per apporto antropico (Gianguzza *et al.*, 1996) il mitilide si è in breve tempo acclimatato e diffuso lungo tutte le coste dell'isola. Recentemente ne è stata descritta una popolazione in una salina marsalese che rappresenta la stazione più occidentale per il Mediterraneo (Gianguzza *et al.*, 1996).

Materiali e metodi

Nella vasca di fredda della salina, il prelievo è stato effettuato utilizzando la tecnica del grattaggio su una superficie di 20x20 cm, con una cadenza stagionale, in due stazioni poster rispettivamente a 0 e 0,5 m di profondità.

L'indagine biometrica è stata condotta utilizzando i seguenti paramenti morfologici: lunghezza della conchiglia (L), altezza (H), spessore (S), biomassa totale (BT), biomassa somatica (BS) e peso delle valve (PV).

Risultati e discussione

Durante l'anno di indagine sono stati misurati in totale 3000 animali, con una variazione della densità (individui/ 400 cm^2) da 150 (giugno) a 1029 (settembre)

nel campione superficiale, e con un minimo di 140 (giugno) ed un massimo di 424 (dicembre) nel campione di –0,5 m.

L'analisi delle taglie mostra due differenti distribuzioni. In superficie l'88% della popolazione è compresa tra i 16 ed i 26 mm (moda = 20 mm), l'11% tra i 0,5 ed i 14 mm, circa l'1% tra 28 e 34 mm. L'83% degli esemplari campionati a – 0,5 m è compreso tra i 18 ed i 28 mm (moda = 24 mm), il 15% è compreso tra 8 e 16 mm, mentre il 3% tra 30 e 34 mm. A questa profondità non sono state rilevate taglie inferiori ai 7-8 mm.

E' stata inoltre riscontrata una differenza significativa nelle abbondanze tra i campioni delle due diverse stazioni. La presenza di individui molto piccoli prevalentemente in superficie è probabilmente causata dalla strategia di fissazione delle larve che, fissandosi ad una determinata profondità migrano, come già noto per altri mitilidi (Bayne, 1964), a profondità maggiori. La distribuzione in classi di taglia potrebbe essere inoltre influenzata da una possibile competizione tra *B. pharaonis* e *Laurencia papillosa* nella stazione più profonda.

Bibliografia

BAYNE B.L. (1964a) – The responses of the larvae of *Mytilus edulis* L. to light and to gravity. *Oikos*, **15**: 162-174.

BAYNE B.L. (1964b) – Primary and secondary settlement in *Mytilus edulis* L. (Mollusca). *J. Anim. Ecol.*, **33**: 513-523.

DI GERONIMO (1971) – Prima segnalazione per le coste italiane di *Brachidontes variabilis* Krauss. *Boll. Acc. Gioenia Sc. Nat.* Catania, **10** (10): 847-852.

MORTON B. (1988) – The population dynamics and reproductive cycle of *Brachidontes variabilis* (Bivalvia: Mytilidae) in a Hong Kong mangrove. *Malacological Review*, **21**: 109-117.

GIANGUZZA P., CHEMELLO R., RIGGIO S. (1996) – Distribuzione di *Brachidontes pharaonis* (P. Fisher, 1870) in Mediterraneo. *Atti del 57° Congr. U. Z. I., S. Benedetto del Tronto, 22-26 Settembre 1996*: 31.

GIANGUZZA P., CHEMELLO R., CICCIARI A., RIGGIO S. (1997) – Struttura bionomica del popòlamento a molluschi della vasca di fredda di una salina trapanese. *Biol. Mar. Medit.*, **4**: 396-398.

GOULD S. J. (1996) – Allometry and size in ontogeny and phylogeny. *Biol. Rev.*, **41**: 587-640.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 563-566

M. Montanari, M. Ferrari, L. Solari

Istituto per la Corrosione Marina dei Metalli - CNR, Via De Marini, 6 - 16149 Genova, Italia.

MACROFOULING DI SUBSTRATI METALLICI: TITANIO - AISI 304 - AISI 316

MACROFOULING OF METALLIC SUBSTRATA: TITANIUM - AISI 304 - AISI 316

Abstract

This work aimed at the quali-quantitative assessment of marine macrofouling settlement on metallic substrata (titanium and stainless steels) placed in a typical harbour environment (Port of Genoa) at 2 meters depth for a medium-long period (18 months).

Key-words: Macrofouling, Titanium, Ligurian Sea, Port of Genoa.

Introduzione

Il titanio, puro e in lega, è un metallo con notevoli potenzialità per applicazioni in ambito marino-marittimo (Cariola, 1996; Debernardi e Fabroni, 1990). Prove sperimentali hanno infatti evidenziato ottime proprietà fisico-meccaniche ed una elevata resistenza ai fenomeni corrosivi, soprattutto in confronto agli acciai austenitici normalmente impiegati nel settore nautico. Poco noto è invece il comportamento di questo materiale in relazione all'insediamento degli organismi del fouling (Shimada, 1988).

A questo scopo è stato effettuato un test comparativo dell'insediamento macrobentonico su pannelli in titanio, acciaio e cembonit, quest'ultimo utilizzato quale substrato di controllo per gli studi sul fouling.

Materiali e metodi

L'esperienza è stata condotta nel Porto turistico della Fiera del Mare (avanporto di Levante di Genova), immergendo per 18 mesi (dal 20/06/1994 al 20/12/1995) provini di titanio CP grado 2, AISI 304, AISI 316 e cembonit (calcio silicato rinforzato con fibre di cellulosa) aventi dimensioni di 250x150x3 mm.

Tali substrati, fissati al pontile alla profondità di 2 m, erano liberi di ruotare al fine di non avere una differenziazione della comunità bentonica del tipo fronte (specie fotofile) - retro (specie sciafile).

Nel corso della sperimentazione si procedeva, con cadenza mensile, a controlli dei parametri ambientali e a rilievi fotografici sui provini al fine di documentare l'evoluzione dell'insediamento macrobentonico. Al termine del periodo di esposizione in mare si è proceduto, in laboratorio, all'esame di entrambi i lati dei provini (superficie totale 7,5 dm^2) mediante:

- classificazione dei gruppi sistematici insediati;
- valutazione del ricoprimento percentuale dei taxa presenti, mediante l'applicazione degli indici di ricoprimento (Boudouresque, 1971);
- analisi del popolamento a balanidi, con conteggio degli esemplari appartenenti alle singole specie e misurazione del loro diametro rostro-carenale (gli esemplari di taglia inferiore a 2 mm, di incerta classificazione, sono stati indicati come *Balanus* spp.);

- determinazione di peso umido, peso secco (dopo 24 ore a 100 °C) e peso delle ceneri (dopo 3 ore a 500 °C) della componente a balanidi e del restante fouling.

Risultati

Seguendo l'evoluzione della comunità nel tempo si è riscontrato che l'insediamento sul provino di titanio, a causa delle particolari caratteristiche superficiali del materiale, è risultato sempre quantitativamente ridotto rispetto a quello osservato sugli altri due substrati metallici e sul controllo.

La comparazione degli organismi insediati, dopo 18 mesi di immersione, ha evidenziato invece come i tre substrati metallici non abbiano esercitato una azione selettiva rispetto alla composizione qualitativa dell'associazione bentonica rilevata sul materiale di controllo.

L'apporto dei singoli taxa alla composizione della comunità (Tab. 1) è infatti simile sui quattro materiali, inoltre non sono state osservate sostanziali differenze tra i due lati (A e B) del provino.

Tab. 1 - Taxa presenti sui pannelli, dopo 18 mesi, e indici di ricoprimento.
Taxa settled on panels, after 18 months, and settlement index.

TAXA	CEMBONIT Lato		TITANIO Lato		AISI 304 Lato		AISI 316 Lato	
	A	B	A	B	A	B	A	B
ALGHE								
Microalghe	4	3	2	3	2	1	3	2
Macroalghe								
Macroalghe filamentose	+	+	1	1	1	1	1	1
Macroalghe ramificate	1	+	+	+	+		+	
Alghe corallinacee								
A. corallinacee incrostanti	+	1	+	+	+	+	+	+
A. corallinacee ramificate								
Corallina spp.	1	1	1	1	1	1	1	2
PROTOZOI	+	+						+
IDROIDI								
Eudendrium spp.		+	+	+				
PORIFERI								
Sycon ciliatum	+	+		+				
Sycon spp.	+	1	+	+	+	+	+	+
Leuconia spp.							+	1
Poriferi incrostanti		+	+		+	+		
ANELLIDI								
Policheti erranti								
Nereidi	+	+	+	+	+	+	+	+
Policheti sedentari								
Serpulidi								
Hydroides dianthus	+							
Hydroides dirampha		+		+		+	+	+
Hydroides elegans	2	2	1	1	1	1	1	2
Hydroides norvegicus							+	
Hydroides pseudouncinata	+		+	+			+	
Josephella marenzelleri	+				+	+		+
Pomatoceros triqueter		+	+			+		
Serpula concharum		+			+		+	1
Serpula vermicularis	1	+	+	+	+	+		1
Spirobranchus polytrema	+			+				
Filograna spp.	+	+	+	+	+	+		+
Spirorbidi								
Pileolaria militaris	+	+	+	+	+	1	+	+
Pileolaria pseudomilitaris						+		
Spirorbis marioni		+					+	+
Spirorbis spp.	+	1	1	+		1		
Janua spp.	+		+	+	+	1	+	1

(*segue da tabella 1*)

CROSTACEI								
Cirripedi								
Balanus amphitrite	2	3	2	2	2	2	2	2
Balanus eburneus	+	+	+	+	+	+	+	+
Balanus perforatus	+	+	+	+	+	+	+	1
Balanus trigonus	+	+	+	+	+	+	+	+
Balanus spp.	+	+	+	+	+	+	+	+
Anfipodi								
Caprella spp.		+	+	+	+		+	
BRIOZOI								
Briozoi non incrostanti								
Bowerbankia gracilis		+						
Briozoi incrostanti								
Cryptosula pallasiana		+	+	+	+	1		
Schizobrachiella sanguinea				1	2	1		
Schizoporella errata	2	2	2	1		1	3	3
Turbicellepora magnicostata					+		+	+
Watersipora subovoidea	1	+	1	+	1	1	1	1
ASCIDIE								
Botryllus schlosseri		+						
Styela plicata	+	1				1		2
Pyura spp.	+	+	+	+				+
Didemnidi			+	+	+	+		
MOLLUSCHI								
Bivalvi								
Mytilaster minimus	+						+	+
Mytilus spp.	+	+	+			+	+	+
Ostrea spp.	1		+		+			
Gasteropodi								
Vermetus triqueter			+	+	+	+		+
Nudibranchi	+	+		+		+	+	+

Significativo, ai fini della incidenza sulla biomassa, è risultato soprattutto il popolamento a balanidi (Tab. 2).

Tab. 2 - Numero totale dei balanidi conteggiati su entrambi i lati dei pannelli (7,5 dm^2) e percentuale delle singole specie.
Total number of balanidae counted on both panels sides (7,5 dm^2) and percentage of individual species.

	Numero totale Balani	*Balanus amphitrite* %	*Balanus perforatus* %	*Balanus eburneus* %	*Balanus trigonus* %	*Balanus* spp. %
TITANIO	**245**	76,7	7,8	4,1	5,7	5,7
AISI 304	**285**	71,3	10,9	3,8	3,1	10,9
AISI 316	**280**	75,0	5,4	7,1	4,3	8,2
CEMBONIT	**317**	72,8	5,4	9,5	3,2	9,1

L'analisi del diametro rostro carenale evidenzia che sul titanio i balani raggiungono minori dimensioni, la taglia modale è 4 mm anziché 5 mm, e che solo sul cembonit si sono osservati esemplari di taglia 12 mm.

I valori del peso umido totale del fouling (Tab. 3) evidenziano come sui provini di titanio la biomassa risulti inferiore rispetto a quella relativa ad AISI 304 e, soprattutto, AISI 316 e cembonit e come la frazione riconducibile ai balani incida fino al 50% sul peso umido totale del fouling ed ancor più sul peso secco e delle ceneri.

Tab. 3 - Peso umido, peso secco e peso delle ceneri del fouling totale, espressi in grammi e riferiti a entrambi i lati dei pannelli (7,5 dm²), e percentuale della frazione a balani.
Humid, dry and ash weight of total fouling expressed in grams and referred to both panels sides (7,5 dm²) and percentage of balanidae fraction.

	Peso umido		Peso secco		Peso ceneri	
	Totale	% Balani	Totale	% Balani	Totale	% Balani
TITANIO	109,4	48,7	63,1	50,7	52,0	53,8
AISI 304	150,4	48,3	87,9	52,1	67,9	61,6
AISI 316	194,6	40,4	116,3	47,4	88,6	52,4
CEMBONIT	229,7	35,3	121,0	42,9	99,5	48,2

Al termine della sperimentazione, dopo l'asportazione del fouling, si è potuto osservare lo stato delle superfici dei pannelli metallici. Su AISI 304 e AISI 316 sono apparsi evidenti numerosi segni di "corrosione sotto schermo", in corrispondenza della base dei balani, che ha comportato, in alcuni punti, la perforazione della lamiera. Il titanio non ha presentato invece l'insorgenza di fenomeni corrosivi.

Conclusioni

L'indagine sul comportamento del titanio in mare, non oggetto di precedenti analoghe sperimentazioni, ha permesso di evidenziare, in un intervallo di tempo sufficientemente lungo (18 mesi), l'evoluzione dell'insediamento e dei fenomeni corrosivi su una superficie, immersa in un ambiente portuale, in condizioni statiche simili a quelle di una imbarcazione ormeggiata o di una struttura portuale fissa.

La colonizzazione procede in maniera qualitativamente simile mentre si manifestano notevoli differenze quantitative, ben evidenziate dai valori di biomassa, determinati al termine della prova, che risultano inferiori sul substrato in titanio rispetto agli acciai e al cembonit.

Tali differenze sono imputabili soprattutto all'associazione a balani, particolarmente significativa nel fouling portuale (Relini, 1993), che sul titanio, seppur presente con tutte le 4 specie, risulta ridotta sia come numero di individui che come dimensioni raggiunte dagli stessi.

L'analisi comparata delle superfici metalliche, compiuta a fine prova, ha inoltre permesso di osservare che il titanio, a differenza degli acciai, non è soggetto ad alcuna forma di attacco corrosivo.

Bibliografia

BOUDOURESQUE C.F. (1971) - Méthodes d'études qualitatives et quantitatives du benthos (en particulier du phytobenthos). *Téthys,* **3** (1): 79-104.

CARIOLA M. (1996) - *Il titanio. Un metallo per molteplici applicazioni. Analisi tecnologica e valutazioni economiche.* Franco Angeli Editore, Milano: 366 pp.

DEBERNARDI E., FABRONI A. (1990) - *L'utilizzo del titanio e di alcune sue leghe come materiale strutturale nelle costruzioni navali.* GTT- Fabroni Engineering Editore, Torino: 157 pp.

RELINI G. (1993) - Mediterranean macrofouling. *Oebalia,* **19** (suppl): 103-154.

SHIMADA H. (1988) - Selection of anti-fouling materials and its anti-fouling mechanism. *7th International Congress on Marine Corrosion and Fouling, Valencia 7-11 November 1988:* 1-11.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 567-569

M. MURA, S. CAMPISI

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università degli Studi,
Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italy.

REPRODUCTIVE BIOLOGY OF *PARTHENOPE MACROCHELOS* (HERBST, 1790) IN THE SARDINIAN CHANNEL

SULLA BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DI *PARTHENOPE MACROCHELOS* (HERBST, 1790) NEL CANALE DI SARDEGNA

Abstract

Samplings carried out in the Sardinian Channel from 1992 to 1997 and aquarium observations have permitted to study in detail some aspects of the reproductive biology of Parthenope macrochelos. *In particular maturity data, the gonadosomatic index (G.S.I.) and observations carried out on captive specimens have allowed to point out that the ovogenetic processes are not synchronous in the entire population and to hypothesize that two consecutive emissions may occur in part of the population within the same year.*

Key-words: *Parthenope macrochelos*, Crustacea, Decapoda, reproductive biology.

Introduction

Parthenope macrochelos (Herbst, 1790) is a eurybathic species distributed in the eastern Atlantic, from Portugal to Angola, and in the Mediterranean Sea (Zariquiey Alvarez, 1968). The information available on biology of this species refers to egg diameter (Bouvier, 1940), size at the sexual maturity and during the reproductive period (Monod, 1956), and to biometry (Cau *et al.*, 1981), but these data are mostly referred to the Atlantic populations. More detailed studies have probably been slowed down by the small number of catches (Zariquiey Alvarez, 1968). A few aspects relating to reproductive biology, such as sizes and reproductive periods in both sexes and fecundity in females, are reported in this paper.

Materials and methods

A total of 442 specimens of *Parthenope macrochelos* (298 females and 144 males) were caught between 80 and 620 m of depth from July 1992 to February 1996 during trawl surveys in the Sardinian Channel. From March 1996 to February 1997 a total of 183 females were caught during a new set of monthly samplings. For each specimen sex was determined and carapace length (CL), from the posterior edge of the eye orbit to the medial dorsal edge of the carapace, was measured. Sex ratio was calculated as females/males. The presence of spermatophores in the seminal receptacles of the females, that is a sign that copulation has occurred, was recorded. Eggs in the pleopods were classified in three stages according to the development of the embryo (Abellò, 1989). Five female maturity stages and two male maturity stages were distinguished in relation to morphology and degree of gonads development (Abellò, 1989). The gonadosomatic index (G.S.I.=dry gonad weight x 100/ dry body weight) was

calculated for all the females collected between 1996 and 1997 after removing the thoracic appendages that were cut off at the ischio-meropodite joint. Fecundity was assessed on the basis of the number of external eggs at the first development stage (Corey, 1991), according to the function Log no. of eggs=3.7 Log CL- 0.354. Further observations were carried out in 120 litre aquariums, in a dark environment and at different temperatures on two groups of females: the first: group of 5 specimens (n=3 at 18-20 °C; n=2 at 20-21 °C), the other one of 7 (n=2 at 21-22 °C; n=3 at 22-23 °C; n=2 at 24-25 °C).

Results

Sex ratio - Sex ratio was in favour of females and on the whole was 2.064: 1. The ratio for each single sampling was not significantly different from the total ($p>0.05$).

Sexual maturity_- The percentage of females with gonads at the 4th maturity stage was higher (50%) in April. There was a decrease in the following months followed by an increase in December (7.8%). From observations of the ovaries in an advanced state of vitellogenesis (Stage 3) the minimum reproductive size was found to be 20.0 mm CL (December 1994) in a female with spermataphores. The youngest ovigerous female with embryonate eggs at the second stage had a CL of 20.6 mm (June 1995). The males were sexually mature from a CL of 15.0 mm upwards.

G.S.I. - A period characterised by lower G.S.I. values was observed between July (0.08%) and September (0.05%). Higher values were found between November (0.13%) and May (0.12%) with a slight decrease in January (0.1%) and a maximum peak in April (0.25%).

Reproduction - Mature males were found all the year round and no morphological or seasonal changes were observed during the whole study period. Ovigerous females were found all the year round with a greater frequency in May (57%). The largest percentages of females with eggs in the final stages (Stage 2 and 3) were observed in July (44%) and January (22%). The largest size of ovigerous females observed was 37.3 mm CL (July 1993) and in 73.3% of these females a size between 20.6 and 30.5 mm CL was observed. A small percentage of females (3.4%) with external eggs in the last two stages of development and with gonads in the third stage of maturity were captured in the summer.

Fecundity - The average number of embryos per female was 111,321±52,503 with a minimum 23,000 (CL=20.6 mm) and a maximum 240,000 (CL=35.3 mm).

Aquarium observations – Of the five females belonging to the first group: three specimens were kept at 18-20 °C and retained the eggs in the pleopods for 85 - 90 days, two specimens were kept at 20-21 °C and retained the eggs for 68 - 81 days. In the seven females of the second group, that were kept at higher temperatures, the time interval between emission and hatching was shorter: 40 and 46 days (2 females that were kept at 21-22 °C); 37, 41 and 44 days (3 females at 22-23 °C); and 32 and 35 days (2 females kept at 24-25 °C). The females belonging to the second group, that were kept at the above temperatures, had two successive emissions at a time interval of between 52 and 85 days in 57.1% of the cases. At the second emission the incubation period was between 45 and 52 days.

Discussion

Mean monthly G.S.I. values show the existence of a seasonal reproductive cycle regarding the majority of the population of adult females.

This cycle starts at the end of summer with gamete maturity and reaches a maximum at the beginning of spring. These results are confirmed by data on the frequency of ovigerous females and show that the main reproductive period is between the end of spring and the end of summer. Variability in these values shows that the population is not synchronous in its ovogenetic process, and allow to hypothesize that a part of the population may have two consecutive emissions within the same year and retain the eggs in the pleopods for different time periods depending on the season. This hypothesis is confirmed by aquarium observations. More than half the females that are kept at a temperature of over 21°C had two emissions, and after the second, incubation times were longer. Two egg emissions in the same reproductive period have also been hypothesized for other deep sea brachyurans of the Mediterranean, such as *Liocarcinus depurator* (Abellò, 1989), *Macropipus tuberculatus* (Abellò, 1989a) and *Paromola cuvieri* (Mori, 1986). In *Parthenope macrochelos* fecundity increases with size and the greatest number of eggs carried by a female is similar to that found in *Geryon longipes* (Relini Orsi *et al.*, 1979) and in *M. tuberculatus* (Mori, 1987).

References

ABELLÒ P. (1989) - Reproduction and moulting in *Liocarcinus depurator* (Linnaeus, 1758) (Brachyura: Portunidae) in Northwestern Mediterranean sea. *Scient. Mar.,* **53** (1): 127-134.

ABELLÒ P. (1989a) - Reproductive biology of *Macropipus tuberculatus* (Roux, 1830) (Brachyura: Portunidae) in Northwestern Mediterranean. *Ophelia,* **30** (1): 47-53.

BOUVIER E.L. (1940) - Décapodes marcheurs. *Faune de France*, **37**: 1-404.

CAU A., DEIANA A.M., MURA M. (1981) - Contributo alla conoscenza di *Parthenope macrochelos* (Herbst, 1790) (Crostacei Brachiuri). 1° Studio biometrico. *Boll. Soc. Sarda Sci. nat.*, **20**: 67-78.

COREY S. (1991) - Comparative potential reproduction and actual production in several species of north american crayfish. In: Crustacean egg production (A. Wenner and A. Kuris eds.) *Crustacean Issues*, **7**: 69-76.

MONOD T. (1956) - Hippidea et Brachyura ouest-Africains. *Mem. Inst. Franc. Afrique Noire,* **45**: 1-674.

MORI M. (1986) - Contribution to the biology of *Paromola cuvieri* (Crustacea: Decapoda: Homolidae) in the Ligurian Sea. *Oebalia*, **13**: 49-68.

MORI M. (1987) - Observation on reproductive biology and diet of *Macropipus tuberculatus* (Roux) in the Ligurian Sea. *Inv. Pesq.*, **51**: 147-152.

RELINI ORSI L., MORI M. (1979) - Biologia riproduttiva della femmina del granchio edule batiale *Geryon longipes* A. Milne Edwards. *Quad. Civ. Staz. Idrobiol. Milano,* **7**: 9-38.

ZARIQUIEY ALVAREZ R. (1968) - Crustáceos Decápodos Ibéricos. *Invest. pesq.*, **32**: 510 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 570-573

M. Mura, F. Orrù

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università degli Studi,
Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italy.

FEEDING HABITS OF *PARTHENOPE MACROCHELOS* (BRACHYURA, PARTHENOPIDAE) IN THE CENTRAL-WESTERN MEDITERRANEAN SEA

NOTE SULL'ALIMENTAZIONE DI *PARTHENOPE MACROCHELOS* (BRACHYURA, PARTHENOPIDAE) NEL MEDITERRANEO CENTRO OCCIDENTALE

Abstract

The study of the foregut contents of the brachyuran Parthenope macrochelos, *showed a marked prevalence of molluscs, polychaetes, echinoderms and crustaceans. Sand and sediment were found in only one specimen. These findings, that have to be confirmed by the analysis of larger samples, suggest that* P. macrochelos *has to be considered a predator of epifaunal and infaunal organisms rather than a scavenger.*

Key-words: *Parthenope macrochelos,* Brachyura, Parthenopidae, Feeding habits, Mediterranean.

Introduction

Available data on the feeding ecology of deep-sea mediterranean crabs are scarce and fragmentary. They refer to species of the genus *Macropipus* (Mori, 1987; Abellò, 1989), *Liocarcinus* (Abellò and Cartes 1987; Mori and Manconi, 1987), *Paromola* (Mori, 1980; Cartes, 1993; Mura *et al.*, 1993), *Geryon* (Relini Orsi and Mori, 1977; Mori, 1982; Mura *et al.*, 1993; Cartes, 1993, 1993a) and *Monodaeus* (Mori *et al.*, 1995). The aim of this paper is to describe the feeding habits of another brachyuran species of the upper and middle Mediterranean slope (Mura, 1984): *Parthenope macrochelos* (Herbst, 1790), a crab whose biological cycle is poorly known.

Materials and methods

The foregut contents of 92 specimens (60 females and 32 males) of *Parthenope macrochelos*, captured from November 1992 to January 1996 with bottom trawls, were examined. All tows were made at daytime in two areas - South of Serpentara Island and southern part of the Gulf of Cagliari - characterised by sandy mud with abundant *Cidaris cidaris* and *Gripheus vitreus* and depths ranging from 420 m to 500 m. Immediately after boarding, the crabs were anaesthetized and preserved in buffered formalin. The sex of each individual was determined and the carapace length was measured (CL in mm, end of the eye orbit to posterior edge of the carapace). Female maturity stages (Abellò, 1989a) were determined in order to assess whether ovary size might affect foregut vacuity. The foregut contents were preserved in alcohol (70% vol.) and later examined. Fullness of foregut was estimated according to the following 4 degrees scale: empty or nearly

empty (f1≤25%), partially full (f2>25% and ≤50%), full (f3≤75%) and very full foreguts (f4>75%). All foreguts classified as empty or nearly empty were discarded. The foregut contents were analysed and the prey items identified to the lowest possible taxonomic level. Due to the high fragmentation of the preys, data were recorded as frequency of occurrence (F%) rather than weight. The percentage abundance (N%) of each prey item category was also calculated. Some categories of prey (e.g. bryozoans, crinoids, unidentified organic remains) were not quantified and only the frequency of occurrence was recorded.

Results and discussion

Size of the crabs ranged between 25.6 and 36.6 mm CL in females, and between 28.5 and 40.0 mm CL in males. In 26.7% of the females and 46.9% of the males the foreguts resulted empty (degree f1), and in only a small fraction they were very full (degree f4: 6% in males and 8% in females). Females with gonads at an advanced stage of development presented a higher percentage of empty or nearly empty foreguts (40.8%) and no one presented full or very full foreguts (degrees f3 and f4) when carrying gonads at the final development stage. Because of the high fragmentation of the preys, it was not always possible to identify the foregut content accurately (unidentified organic remains F%=52,9 in males and F%=22,7 in females). For the same reason the abundance of prey categories without hard parts is certainly underestimated. Molluscs, mainly bivalves, were the prey items most frequently observed (F%=65 in males and F%=70.4 in females) (Tab. 1). Polychaetes were another important prey category with serpulid

Tab. 1 – *Parthenope macrochelos*: diet composition (N% abundance and F% frequency). Dieta di *Parthenope macrochelos* espressa come indice di abbondanza (N%) e di frequenza (F%).

		N%		F%	
	prey	**females**	**males**	**females**	**males**
BRACHIOPODA	*Gryphus vitreus*	0,9	2,4	2,3	5,9
	Terebratulina retusa	0,9	2,4	2,3	5,9
CNIDARIA	unidentified	-	-	-	5,9
MOLLUSCA					
BIVALVIA	*Abra longicallus*	9,8	12,2	22,7	17,7
	Chlamys sp.	1,8	-	4,6	-
	Spondylus sp.	2,7	2,4	6,8	5,9
	unidentified	8,9	12,2	22,7	29,4
GASTROPODA	*Fusus rostratus*	0,9	2,4	2,3	5,9
	Lunatia fusca	1,8	-	4,6	-
	unidentified	2,7	2,4	6,8	5,9
ECHINODERMATHA					
CRINOIDEA	unidentified	-	-	2,3	-
HOLOTHUROIDEA	*Molpadia musculus*	5,4	4,9	9,1	11,8
	Mesothuria intestinalis	4,5	2,4	6,8	5,9
	unidentified	2,7	-	6,8	-

(Segue Tab. 1) ☞

☞ *(Segue da Tab. 1)*

	prey	N% females	N% males	F% females	F% males
ASTEROIDEA	*Brisingella coronata*	0,9	-	2,3	-
OPHIUROIDEA	*Ophiura sp.*	4,5	2,4	11,4	5,9
ECHINOIDEA	*Cidaris cidaris*	0,9	2,4	2,3	5,9
	Stylocidaris affinis	-	2,4	-	5,9
	unidentified	0,9	-	2,3	-
SIPUNCULA	*Sipunculus sp.*	0,9	-	2,3	-
ECHIURA	*Echiurus sp.*	0,9	-	2,3	-
OSTEICHTHYES	*Cyclotone sp.*	0,9	-	2,3	-
	Myctophidae	1,8	2,4	4,6	5,9
	unidentified	0,9	2,4	2,3	5,9
ANNELIDA					
POLYCHAETA	*Drilonereis filium*	0,9	-	2,3	-
	Eunice vittata	0,9	-	2,3	-
	Filogranula sp.	2,7	2,4	2,3	5,9
	Janita fimbriata	-	2,4	-	5,9
	Lumbriconereis sp.	1,8	-	4,6	-
	Metavermilia sp.	4,5	7,3	4,5	5,9
	Vermiliopsis infundibulum	16,1	4,9	18,2	11,8
	Vermiliopsis monodiscus	0,9	4,9	2,3	11,8
	unidentified	2,7	2,4	6,8	5,9
CRUSTACEA					
DECAPODA	*Ebalia sp.*	2,7	14,6	4,6	17,7
	Nephrops norvegicus	1,8	-	4,6	-
	Philocheras echinulatus	0,9	-	2,3	-
	Polycheles typhlops	0,9	2,4	2,3	5,9
AMPHIPODA	unidentified	1,8	-	4,6	-
ISOPODA	*Cirolana borealis*	0,9	-	2,3	-
	unidentified	5,4	2,4	13,6	5,9
UNIDENTIFIED ORGANIC REMAINS		-	-	22,7	52,9
SEDIMENT		-	-	-	5,9

polychaetes markedly more common than eunicid polychaetes. Echinoderms (F%=35 in males and F%=40.9 in females) and crustaceans (F%=29 in males and F%=34.1 in females) were often observed. Fish and brachiopod remains made up a very small fraction of the diet and other prey categories were found only occasionally. Sand and sediment, commonly observed in the foregut content of other deep-water species living in the same area (e.g. *Geryon longipes, Paromola cuvieri* and *Monoadeus couchii*) (Mura *et al.*, 1993; Mori *et al.*, 1995), were found in only one case. Plastic, detritus (inorganic fragments or *Posidonia oceanica* remains) and foraminifers were also commonly observed in the species already mentioned but never in *Parthenope macrochelos.* It also seems that in *P. macrochelos* the males carrying bigger chelae than the females (Cau *et al.*, 1981) are able to feed on larger (e.g. decapod crustaceans) and better protected (e.g. echinoids, serpulid

polychaetes) prey items, but this data have to be confirmed by the analysis of larger samples. These findings strongly support the evidence that *P. macrochelos* has to be considered a predator of poorly mobile epifaunal and infaunal organisms rather than a scavenger, differently from what previously observed in other deep-sea crabs., (Abellò, 1989; Mori and Manconi, 1987; Mori *et al.*, 1995).

References

ABELLÒ P. (1989) - Feeding habits of *Macropipus tuberculatus* (Brachyura, Portunidae) off the Catalan coast (NW Mediterranean). *Misc. Zool.*, **13**: 45-49.

ABELLÒ P. (1989a) - Reproductive biology of *Macropipus tuberculatus* (Roux, 1830) (Brachyura, Portunidae) in the Northwestern Mediterranean. *Ophelia*, **30** (1): 47-53.

ABELLÒ P., CARTES J. (1987) - Observaciones sobre la alimentacion de *Liocarcinus depurator* (L.) (Brachyura: Portunidae) en el Mar Catalan. *Inv. Pesq.*, **51**: 413-419.

CARTES J. E. (1993) - Diets of deep-sea brachyuran crabs in the western Mediterranean Sea. *Marine Biology*, **117**: 449-457.

CARTES J. E. (1993a) - Day-night feeding by Decapod Crustaceans in a deep-water bottom community in the western Mediterranean. *J. Mar. biol Ass. U. K.*, **73**: 795-811.

CAU A., DEIANA A.M., MURA M. (1981) - Contributo alla conoscenza di *Parthenope macrochelos* (Herbst, 1790) (Crostacei Brachiuri). 1° Studio biometrico. *Boll. Soc. Sarda Sci. nat.*, **20**: 67-78.

MORI M. (1980) - Osservazioni sull'alimentazione di *Paromola cuvieri* (Risso) (Crustacea: Decapoda) dei fondi strascicabili liguri. *Mem. Biol. Marina e Oceanogr.*, **10**: 417-418.

MORI M. (1982) - Alimentary rhythms in *Geryon longipes*. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **3**: 2-5.

MORI M. (1987) - Observations on reproductive biology and diet of *Macropipus tuberculatus* (Roux) of the Ligurian Sea. *Inv. Pesq.*, **51**:147-152.

MORI M., MANCONI R. (1987) - Alimentazione di *Liocarcinus depurator* (L.) (Crustacea: Decapoda) in Mar Ligure. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **53**: 69-79.

MORI M., ABELLÒ P., MURA M., DE RANIERI S. (1995) - Population characteristics of the crab *Monodaeus couchii* (Crustacea, Brachyura, Xanthidae) in the Western Mediterranean. *Misc. Zool.*, **18**: 77-88.

MURA M. (1984) - Crostacei Decapodi Batiali della Sardegna meridionale. *Rend. Sem. Fac. Sci. Univ. Cagliari*, **57** (2): 189-199.

MURA M., CAMPISI S., CAU A. (1993) - Considerazioni sull'alimentazione di alcune specie di vertebrati e macroinvertebrati dei fondi mesobatiali del Canale di Sardegna. *Biologia Marina. Suppl. al Notiziario S.I.B.M.*, **1**: 155-160.

RELINI ORSI L., MORI M. (1977) - Osservazioni sull'alimentazione di *Geryon longipes* A. Milne Edwards 1881 (Crustacea Decapoda Brachiura) dei fondi batiali liguri. *Atti IX Cong. Soc. Ital. Biol. Mar., La Seppia, Firenze*: 375-387.

ZARIQUIEY ALVAREZ R. (1968) - Crustáceos Decápodos Ibéricos. *Inv. Pesq.*, **32**: 510 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 574-576

L. OSTELLARI, S. MARCATO, B. BATTAGLIA, P.M. BISOL

Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via G. Colombo, 3 - 35121 Padova, Italia.

BIODIVERSITA' GENETICA E BIOCHIMICA NELL'ECHINODERMA ASTEROIDEO ANTARTICO *ODONTASTER VALIDUS* (KOEHLER)

GENETIC AND BIOCHEMICAL DIVERSITY IN THE ANTARCTIC ASTEROID *ODONTASTER VALIDUS* (KOEHLER)

Abstract

A survey on the genetic variability in two samples of the Antarctic sea star, Odontaster validus, *(Koehler, 1906). collected during the Italian Antarctic Expedition 1992-1993, was carried out by means of proteic electrophoresis. In addition, the specific activity and the thermoresistence of glucosephosphate isomerase (GPI) were studied by spectrophotometric techniques. The results indicate a low level of polymorphism. The GPI activity values indicate a high metabolic rate that may be related to diet and lipid reserve regulation.*

Key-words: *Odontaster validus*, Echinoderms, Genetic polymorphism, *GPI* activity, Antarctica.

Introduzione

Nell'ambito del programma di ricerca sulla distribuzione dei polimorfismi e del loro possibile ruolo adattativo in organismi antartici, che sperimentano un ambiente particolarmente rigido caratterizzato da basse temperature e forti ciclicità stagionali, è stato condotto uno studio sulla variabilità genetica e sull'attività specifica dell'enzima glucosiofosfato isomerasi (GPI), coinvolto nei processi metabolici della gluneogenesi e della glicolisi, in due campioni dell'echinoderma asteroideo *Odontaster validus,* (Koehler, 1906). Si tratta di una fra le specie dominanti delle comunità bentoniche di acque superficiali che circondano l'Antartide, con ampia distribuzione geografica all'interno della Convergenza Antartica che, per alcune caratteristiche biologiche - la dieta di tipo onnivoro, la presenza di larve planctotrofiche con lungo sviluppo, la struttura di popolazione che riflette i livelli di produzione primaria e secondaria - è ritenuta un buon indicatore ambientale (Pearse *et al.*, 1991).

Materiali e metodi

Gli individui studiati appartengono a due campioni, raccolti durante la Campagna Antartica Italiana, nell'estate australe 1992-1993 nei pressi della Base italiana di Terra Nova Bay. Il primo era costituito da 105 esemplari raccolti nell'area di Road Bay, l'altro da 72 individui nell'area denominata il "Faraglione". Le due

aree distano circa 5 km l'una dall'altra. Gli esemplari sono stati prelevati manualmente in immersione ad una profondità compresa tra i 3 e i 10 metri. La variabilità genetica è stata studiata mediante l'applicazione di tecniche elettroforetiche degli allozimi. Nel complesso sono stati analizzati 8 sistemi enzimatici (APH = fosfatasi alcalina, ESD = esterasi D, EST = esterasi, GDH = gliceraldeide-3-fosfodeidrogenasi, GPI = gluglosiofosfato isomerasi, HK = esochinasi, MDH = malico deidrogenasi, PGM = fosfoglucosio mutasi). La tecnica usata è quella descritta da Grunbaum (1981) su acetato di cellulosa, Sistema Sartophor.

Per la caratterizzazione della *GPI* ci si è avvalsi di kit Sigma PHI, saggiando allo spettrofotometro dapprima l'attività specifica, espressa come Unità per mg, alle temperature di 0, 10, 20, 30 e 37 °C; successivamente si è proceduto a stimare l'attività specifica residua dopo riscaldamento del campione a 37 °C per tempi variabili (10, 15 e 20 minuti).

Risultati e conclusioni.

I dati ottenuti con le analisi elettroforetiche sono riportati in Tabella 1: i loci della *GPI* e della *PGM* sono risultati polimorfi, per cui nel complesso risulta un basso livello di variabilità genetica. Allo stesso tempo, il rispetto dell'equilibrio di Hardy-Weinberg dei loci polimorfi e l'omogeneità trovata per tutti gli altri parametri della variabilità genetica considerati fa ritenere che i due campioni, prelevati in aree relativamente vicine, rappresentino un'unica popolazione.

Tab. 1 - Valori medi delle stime di polimorfismo genetico in *O. validus*. Tra parentesi l'errore standard.
Mean values of estimated genetic polymorphism in *O. validus*. Standard errors are in parentheses.

	Road Bay	"Faraglione"
Percentuale dei loci polimorfi (criterio 5 %)	8,33	8,33
Eterozigosi attesa media per locus	0,037 (0,03)	0,032 (0,03)
Eterozigosi osservata media per locus	0,030 (0,03)	(0,26) (0,03)
Numero medio di alleli per locus	1,33 (0,19)	1,42 (0,03)

Bassi valori di polimorfismo paiono una condizione comune con campioni di altre specie bentoniche raccolte nell' area di Terra Nova Bay. Anche il mollusco bivalve *Adamussium colbecki*, (Marcato *et al.*, dati non pubblicati) e il crostaceo anfipode *Paramoera walkeri* (Patarnello *et al.*, 1990) possiedono un ridotto grado di variabilità genetica, con valori di eterozigosi media rispettivamente di 0,10 (0,04) e di 0,06 (0,03). Ciò potrebbe indicare un relativo isolamento geografico delle

popolazioni che può favorire fenomeni di perdita di variabilità genetica per il prevalere dell'inincrocio o della deriva genetica.

L'attività specifica di *GPI,* riferita ad un campione di 40 individui, cresce con l'aumentare della temperatura fino a raggiungere un plateau a 30 °C per scendere a 37 °C. (0 °C = 0,68 Unità/mg; 10 °C = 1,03 Unità/mg; 20 °C = 1,26 Unità/mg; 30 °C = 1,24 Unità/mg; 37 °C = 0,87 Unità/mg).

Questi dati confrontati con quelli ottenuti in altri due organismi antartici da noi studiati, il mollusco bivalve *Adamussium colbecki* e il crostaceo anfipode *Paramoera walkeri*, evidenziano differenze. L'attività specifica risulta più alta in *O. validus* rispetto a quelle delle altre due specie.

Queste differenze possono essere messe in relazione con le particolari condizioni trofiche sperimentate da *O. validus* che presenta una dieta di tipo onnivoro e la possibilità di mobilitare facilmente riserve lipidiche accumulate nel cieco pilorico (McClintock, 1989).

Il trattamento termico ha notevole efficacia dato che dopo soli 10 minuti di riscaldamento l'attività specifica diventa l'80% di quella di riferimento, stimata a 20 °C. Il fattore termolabilità presentata da *O. validus* anche dopo breve trattamento termico sta ad indicare una relazione tra marcatori di tipo biochimico e le condizioni ambientali, in particolare la temperatura. Infatti questa caratteristica è condivisa con altre specie di area antartica e subantartica, mentre l'elevata termoresistenza, (la perdita di attività inizia dopo trattamento termico a 47°C), è tipica della *GPI* di specie boreali e australi di ambienti con temperature variabili (Marcato *et al.*, 1994).

Bibliografia

GRUNBAUM B.W. (1981) - *Handbook for forensic individualization of human blood and bloodstain.* Published by Sartorius.

MARCATO S., LOSSO C., BISOL P.M. (1994) - Differenziamento genetico in relazione all'ambiente in due specie di *Orchestia* della Laguna di Venezia. VI Congresso Nazionale S.It.E., Atti, **16**: 461-462.

McCLINTOCK J.B. (1989) - Energetics composition, reproductive output and resource allocation of Antarctic asteroids. *Polar. Biol.*, **9**: 147-153.

PATARNELLO T., BISOL P.M., VAROTTO V., FUSER W., BATTAGLIA B. (1990) - A study of enzyme polymorphism in the antarctic amphipod *Paramoera walkeri* Stebbing. *Polar. Biol.*, **10**: 495-498.

PEARSE J.S., McCLINTOCK J.B., BOSCH I. (1991) - Reproduction of Antarctic Benthic Marine Invertebrates: Tempos, Modes and Timing. *Amer. Zool.,* **31**: 65-80.

Ricerca svolta nell'ambito del Programma Nazionale di Ricerche in Antartide. Contratto Enea-Università di Padova.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 577-580

F.P. PATTI, G.F. RUSSO*

Stazione Zoologica "A. Dohrn", Laboratorio di Ecologia del Benthos - Punta S. Pietro, 1
80077 Ischia (Napoli), Italy.
*Stazione Zoologica "A. Dohrn", Laboratorio di Oceanografia Biologica - Villa Comunale - 80121 Napoli, Italy.

EARLY DEVELOPMENT OF TWO SIBLING SPECIES OF THE GENUS *RISSOA* (MOLLUSCA, GASTROPODA)

PRIMI STADI DI SVILUPPO DI DUE "SIBLING SPECIES" DEL GENERE *RISSOA* (MOLLUSCA, GASTROPODA)

Abstract

Early development of two sibling species, Rissoa auriscalpium *(Linneo, 1758) and* Rissoa italiensis *(Verduin, 1985), is described. The molluscs were sampled in a* Posidonia oceanica *bed off the island of Ischia (Bay of Naples, Italy). The developmental stages of the two species is almost similar until the veliger is formed. However, in* R. auriscalpium *veliger hatches, while in* R. italiensis *it remains in the capsule till the metamorphosis in juvenile and, therefore, hatching time is delayed.*

Key-words: Gastropoda, Mollusca, *Rissoa*, sibling species, larval development.

Introduction

Rissoa (Goniostoma) auriscalpium (Linneo, 1758) is one of the most common gastropods living on the leaf stratum of *Posidonia oceanica* (L.) Delile beds, where is mainly distributed in the shallow stands (0-15 m). Like many species belonging to the family *Rissoidae*, *R. auriscalpium* shows high degree of variability in the shell features so, in the past, several morphotypes have been classified as subspecies or even true species. However, most of the observations were made on beached shells and studies on the ecology, biology and genetics of living populations are very scarce. An analysis of the mollusc assemblages of a *Posidonia* bed off the island of Ischia (Bay of Naples, Italy), (Russo *et al.*, 1984) showed the presence of two forms of *R. auriscalpium* zoned with depth. A more 'typical' *R. auriscalpium*, called 'form *b*', whitish and slender, was present all year round, below 15 m depth, while more colored, squat and ribbed specimens, called 'form *a*', were present in the shallow stands of the bed, with a maximum density at 3 m depth. The two forms resulted somewhat distinct on the basis of the morphometric analysis of the conchological parameters, but their genetic distances resulted almost negligible (Colognola *et al.*, 1986).

The aim of this work is to increase the knowledge of the biology of this species, through a comparative study of the early development of the two 'forms', that hereafter will be named *R. auriscalpium* (form b) and *R. italiensis* (form a), according to Verduin (1985).

Material and methods

R. auriscalpium and *R. italiensis* were collected monthly during the year 1992, in the *Posidonia oceanica* seagrass bed of Lacco Ameno d'Ischia. After sampling, the two forms were separated and reared in acquaria at 18 °C, which was the temperature recorded in the natural habitat. Spawning occurred in the tanks, and

each egg capsule, attached on a *Posidonia* leaf, was isolated in a beaker for the examination by a photo-macroscope WILD M210.

Results and discussion

During the period of the observations on living animals (one year), both species laid egg capsules from the end of April to the first half of June. The egg capsules of *R. italiensis* and *R. auriscalpium* are almost identical in shape and size. *R. italienis* has almost half the number of eggs (26), about six times bigger (volume $9.8x10^{-7}$ ml), respect to *R. auriscalpium* (49; $1.5x10^{-7}$ ml) (Table 1). The volume available for a single egg within the capsule is double in *R. italiensis*, excluding the additional volume occupied by about ten small nurse eggs ($1.0x10^{-7}$ ml). These nurse eggs are lacking in *R. Auriscalpium*.

Table 1 - Characteristics of Egg Capsules and of the Eggs in the two studied species of *Rissoa* (V=Volume, some numbers are means ± standard deviations).
Caratteristiche delle capsule ovigere e delle uova delle due specie di *Rissoa* studiate (V=Volume, alcuni valori sono medie ± deviazione standard).

Species	Capsule			Eggs			Nurse Eggs			Albumen
	height	Ø (mm)	V (ml)	No	Ø (µm)	V (ml)	No	Ø (µm)	V (ml)	V (ml)
R. italiensis	0.35	1.13±0.04	$1.7x10^{-4}$	27±3	123±9	$9.7x10^{-7}$	15±5	49±9	$6.2x10^{-8}$	$5.3x10^{-6}$
R. auriscalpium	0.35	0.97±0.07	$1.4x10^{-4}$	49±6	87±8	$3.8x10^{-7}$	–	–	–	$2.4x10^{-6}$

The early stages are similar during the development of the two species until the formation of the veliger, yet differences in timing occur. Both the rissoids start with 3 days of active segmentation and develop the preveliger in about 8 days, but the timing of the intermediate stages is different. In fact, late trochophore stage is reached in just 5 days by *R. auriscalpium*, through a rapid gastrulation and formation of the early trochophore; whereas, this process occurs in 7 days in *R. italiensis*, through a slow gastrulation and formation of the early trochophore, during which about 40% of embryos degenerate. The development of late throcophore in pre-torsional veliger takes less time in *R. italiensis* (1 day) than in *R. auriscalpium* (3 days). On the contrary, in *R. auriscalpium* the pre-torsional veliger develops to post-torsional veliger in 2 days, while in *R. italiensis*, the process takes 4 days. However, in *R. auriscalpium*, only the first phase of the torsion occurs in the capsule; the post-torsional veliger develops in 10 days from spawning, and in one day more hatches. Whereas, in *R. italiensis*, the first-phase of the torsion occurs in about 12 days from spawning; post-torsional veliger actively swims in the capsules for 4 additional days and then the second phase of the torsion and the metamorphoses in crawling juvenile occurs; this latter remains in the capsule 2 additional days before hatching (about 18 days after spawning) (Table 2).

The 'planktotrophic' type of development for *R. auriscalpium* has been deduced before by the small dimensions of the protoconch nucleus (Thiriot-Quievreux, 1980). These results are a further evidence in favour of the shell-apex theory (Thorson, 1950). Coherently with the larger size of the protoconch nucleus in

Table 2 - Timing of larval development in *R. italiensis* and *R. auriscalpium* (**s**, segmentation; **g**, gastrulation; **t**, trochophora; **pv**, pre-torsional veliger; $\mathbf{v_1}$, post-torsional veliger 1st phase; $\mathbf{v_2}$, post-torsional veliger 2nd phase; **j**, intracapsular juveniles; **fv**, free veliger; **fj**, free juveniles). In gray and white are indicated the same larval phases.

Durata dello sviluppo larvale in *R. italiensis* e *R. auriscalpium* (**s**, segmentazione; **g**, gastrulazione; **t**, trocofora; **pv**, veliger pre-torsionale; **v1**, veliger post-torsionale 1° fase; **v2**, veliger post-torsional 2° fase; **j**, giovani intracapsulari; **fv**, veliger liberi; **fj**, giovani liberi). In grigio e bianco sono indicate le stesse fasi larvali.

days	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
R. italiensis	s	s	s	g	g	g	t	pv	pv	pv	pv	v_1	v_1	v_2	v_2	j	j	fj
R. auriscalpium	s	s	s	g	t	t	t	pv	pv	v_1	fv_1							

the adults, *R. italiensis* has a nonplanktotrophic development, while *R. auriscalpium*, with the smaller size of the protoconch nucleus, has a planktotrophic development. The discussed developmental traits are well explained in the light of the differences in intracapsular energetic supply, that is higher to the spawn of *R. italiensis*, coherently with its nonplanktotrophic development (e.g. larger size of eggs, due to a greater amountof yolk, and presence of nurse-eggs). The differences in the organization of the elements of the capsule (eggs and, when present, nurse eggs) seem to affect only the timing of the stages (heterochrony) not the embrional and larval forms that follow one another during development.

It is common in closely related gastropod strains to exhibit a variety of developmental patterns related to the different organization of the spawning in terms of number and size of the eggs, amount of albumen, yolk and nurse eggs (e.g. Grahame and Branch; 1985).

The knowledge of the differences in the developmental patterns of the two studied forms is therefore of basic importance to discuss this case history, also considering its important role in the recent debate on the possible occurrence of poecilogony and developmental plasticity among molluscs. Considering, on one side, the results of genetic analyses performed on these two strains of *R. auriscalpium* (Colognola *et al.*, 1986; Oliverio, 1994) and, on the other, the studies carried out in other invertebrate groups, as echinoderms (Strathmann *et al.*, 1992) and polychaetes (Levin *et al.*, 1991), that are producing evidences for intra-specific variation in the development due to heterochronic plasticity rather than genetic polymorphism, on the basis of present data we cannot exclude the possibility that this is a case of poecilogony.

References

COLOGNOLA R., MASTURZO P., RUSSO G.F., SCARDI M., VINCI D., FRESI E. (1986) - Biometric and genetic analysis of the marine rissoid *Rissoa auriscalpium* and its ecological implications. *P.S.Z.N. I: Marine Ecology*, **7**: 265-285.

GRAHAME J., BRANCH G.M. (1985) - Reproductive patterns of marine invertebrates. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rew.*, **23**: 373-398.

LEVIN L. A., ZHU J., CREED E. (1991) - The genetic basis of life-history characters in a polychaete exhibiting planktotrophy and lecithotrophy. *Evolution*, **45** (2): 380-397.

OLIVERIO M. (1994) - Development vs genetic variation in two Mediterranean rissoid gastropod complexes. *J. Moll. Stud.*, **60**: 461-465.

RUSSO G. F., FRESI E., VINCI D., CHESSA L. A. (1984) - Mollusk syntaxon of foliar stratum along a depth gradient in a Posidonia oceanica (L.) Delile meadow: seasonal variability. *International Workshop Posidonia oceanica Beds, Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A. & Olivier J., GIS Posidonie publ.*, **1**: 311-318.

STRATHMANN R. R., FENAUX L., STRATHMANN M. F. (1992) - Heterocronic developmental plasticity in larval sea urchins and its implication for evolution of nonfeeding larvae. *Evolution*, **46** (4): 972-986.

THORSON G. (1950) - Reproductive and larval ecology of marine bottom invertebrates. *Biol Rev.*, **25**: 1-45.

THIRIOT-QUIEVREUX C. (1980) - Protoconques et coquilles larvaires des Mollusques Rissoides Méditerranéens. *Ann. Inst. Océanogr. Paris*, **56**: 65-76

VERDUIN A. (1985) - On the taxonomy and variability of recent European and North African species of the subgenera *Apicularia* and *Goniostoma* of the genus *Rissoa* (Gastropoda, Prosobranchia). *Basteria*, **49**: 105-132.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 581-582

F. PRANOVI, I. LOMBARDO*, O. GIOVANARDI*

Dipartimento Scienze Ambientali, Università di Venezia, Campo della Celestia,
Castello, 2737/B - 30122 Venezia, Italia.
*ICRAM – Chioggia, Venezia, Italia.

DINAMICA DEI POPOLAMENTI BENTONICI NELLA VALLE DI BRENTA (LAGUNA DI VENEZIA)

DYNAMICS OF BENTHIC POPULATIONS IN VALLE DI BRENTA (LAGOON OF VENICE)

Abstract

The dynamics of macrobenthic community of a semiclosed portion (Valle di Brenta) of Venice Lagoon have been investigated. The seasonal variations of the trophic structure and the Cerastoderma glaucum *recruitment processes have been analysed in relation to morphological and hydrodynamical characteristics of biotopes.*

Key-words: macrobenthos, trophic, Lagoon of Venice, Adriatic Sea.

Introduzione

La Valle di Brenta si trova nel bacino Sud della Laguna di Venezia, dalla quale è separata da un terrapieno costruito agli inizi degli anni '60 sul quale passa la S.S. Romea. Nel 1995, nell'ambito di un progetto di ripristino e recupero della morfologia lagunare e disinquinamento dell'area (Consorzio Venezia Nuova), sono iniziati i lavori di apertura di nuovi varchi sotto il terrapieno, con lo scopo di favorire gli scambi con la restante parte del bacino e di migliorare l'idrodinamismo.

Lo scopo del presente lavoro è quello di fornire un quadro preliminare della dinamica dei popolamenti macrobentonici all'interno della valle, così da poter verificare gli effetti a medio termine dei lavori di riassetto morfologico dell'intera area.

Materiali e metodi

Nel corso del periodo dicembre '95-novembre '96, sono stati effettuati campionamenti periodici (dicembre, marzo, maggio, luglio) in dieci stazioni (nove su un reticolo all'interno della valle ed una al suo esterno in corrispondenza delle nuove aperture). I campioni sono stati raccolti operando su superfici di 0,16 m^2, mediante l'impiego di un rastrello manuale e sono stati lavati su un setaccio da 1 mm di maglia. Per ogni stazione è stata valutata l'abbondanza e la biomassa (peso umido). Le specie sono state suddivise secondo i diversi gruppi trofici (Gambi e Giangrande, 1985; Ambrogi *et al.*, 1989).

Risultati e discussione

Sotto l'aspetto del popolamento macrobentonico nella valle si distinguono due diverse aree, come peraltro già descritto in Mozzi (1982): una comprendente la

zona centro-occidentale in cui la specie predominante, quantomeno sotto l'aspetto della biomassa, è il bivalve *Cerastoderma glaucum*; una orientale caratterizzata dalla presenza di *Tapes philippinarum*, (anche se con pochi esemplari: <10/m²) e, in certe stazioni, da una ridotta diversità specifica. All'interno della prima zona, in base all'abbondanza di *C. glaucum*, possono essere distinte due aree.

All'interno della valle, dunque, si distinguono tre zone: area A, in prossimità dei varchi, caratterizzata da una densità di *C. glaucum* <100 ind./m²; area B caratterizzata da densità di *C. glaucum* >100 ind./m²; area C in cui non è presente *C. glaucum*, sostituito da *Tapes philippinarum*. L'indagine ha inoltre consentito di descrivere la zona B come una 'nursery area' per *C. glaucum*, che poi allo stadio giovanile migrerebbe verso la zona centrale, dove il numero di reclute risulta assai scarso. Fenomeni di migrazione erano già stati descritti in altre aree lagunari (Bernardi *et al.*, 1996).

In alcune stazioni comprese nell'area B è stata registrata una diminuzione del numero di specie (soprattutto nei mesi di maggio e luglio), forse dovuta all'azione di 'bioturbazione' esercitata dalla presenza massiva di *C. glaucum* (cfr. Flach, 1996).

Struttura trofica dei popolamenti studiati: i filtratori (principalmente *C. glaucum*, *T. philippinarum* e *Paphia aurea*) risultano il gruppo dominante (tra 73% e 99%) in biomassa in tutti i mesi; in abbondanza i filtratori sono ancora dominanti in dicembre e in marzo, in maggio il gruppo dei detritivori (soprattuto *Abra alba* e Gammaridi) raggiunge valori simili ai filtratori e diviene poi dominante in luglio. Nel controllo esterno, invece, si ha una migliore ripartizione tra i diversi gruppi. In particolare si nota un aumento degli erbivori in primavera ed una dominanza dei detritivori e dei necrofagi (principalmente *Cyclope neritea*) in luglio, segno forse di una intensa attività degenerativa in atto. Anche l'analisi degli indici di diversità (Margalef e Shannon Weaver) evidenzia una migliore diversificazione all'esterno della valle, segno di un maggior confinamento delle zone interne. L'applicazione di una cluster analysis ad una matrice di similarità ha evidenziato come nei mesi primaverili ed estivi i popolamenti delle stazioni della zona A, prima simili a quelli della zona B, tendano ad avvicinarsi a quelli della stazione di controllo.

In conclusione quindi le indagini hanno permesso di caratterizzare i popolamenti bentonici della valle, rilevando una trasformazione delle zone prossime ai nuovi varchi aperti sotto il terrapieno, in conseguenza di un miglior idrodinamismo.

Bibliografia

AMBROGI R., BEDULLI D., OCCHIPINTI AMBROGI A. (1989) - Variazioni nella ripartizione tra gruppi trofici di organismi di fondo mobile nell'area del delta padano. *Oebalia*, **15** (1): 47-55.

BERNARDI M., LONGO N., PRANOVI F., BISOL P.M. (1996) - Studio della variabilità genetica in *Cerastoderma glaucum* nella Laguna di Venezia: aspetti genetici, biochimici e morfometrici. *Site Atti*, **17**: 403-406.

FLACH E. C. (1996) - The influence of the cockle, *Cerastoderma edule*, on the macrozoobenthonic community of tidal flats in the Wadden Sea. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, **17** (1-3): 279-289.

GAMBI M.C., GIANGRANDE A. (1985) - Caratterizzazione e distribuzione delle categorie trofiche dei policheti nei fondi mobili del Golfo di Salerno. *Oebalia*, **9**: 241-252.

MOZZI C. (1982) - Memoria personale: la Valle di Brenta. *Il Giornale Economico*: 61-65.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 583-586

M. Pulcini, C. Virno Lamberti, F. Onorati*, A.M. De Biasi,
D. Pellegrini*, M. Mecozzi*, S. Giuliani*

Centro Interuniversitario di Biologia Marina, P.le Mascagni, 1 – 57127 Livorno, Italia.
*I.C.R.A.M., Roma, Italia.

STUDIO MULTIDISCIPLINARE DEI SEDIMENTI DEL PORTO DI LIVORNO DESTINATI A DRAGAGGIO

MULTIDISCIPLINARY ASSESSMENT OF LEGHORN HARBOUR DREDGING SEDIMENTS

Abstract

In order to evaluate the sediment quality of dredging bottoms, multidisciplinary approach is advisable. In the present work biological, chemical-physical and ecotoxicological analyses in a Leghorn Harbour area, before dredging operations, are discussed.

Key-words: Multidisciplinary approach, benthos, ecotoxicology, Leghorn harbour.

Introduzione

Un'area del porto di Livorno (Mar Ligure) da sottoporre a dragaggio è stata indagata tramite un approccio multidisciplinare (Chapman, 1990; Power e Chapman, 1992; Diaz e Rosenberg, 1996; Chapman *et al.*, 1996), prendendo in considerazione aspetti biologici, fisico-chimici ed ecotossicologici allo scopo di valutare il tipo di informazione offerta da ciascun parametro e di fornire una situazione di bianco dell'area precedente all'evento perturbativo del dragaggio.

Materiali e metodi

Il campionamento è stato effettuato nel gennaio 1997 presso l'imboccatura nord del porto di Livorno, fissando 5 stazioni (tra 4 e 13 m di profondità) lungo un transetto dall'imboccatura (stazione A) verso l'interno (stazione E). La stazione A è posta a circa 200 m dalla stazione B, mentre le altre distano tra loro circa 100 m.

Il sedimento è stato campionato mediante una benna Van Veen da 2,5 l.

Per lo studio delle comunità bentoniche sono state eseguite 4 repliche; il sedimento è stato setacciato su maglia da 0,5 mm. L'analisi strutturale del popolamento è stata condotta calcolando cinque parametri (S, N, H', D, J). Le analisi fisico-chimiche - tessitura del sedimento, sostanza organica, As, metalli pesanti (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, e Zn) - sono state condotte secondo le metodiche riportate in Pinto *et al.* (1995). E' stato applicato il saggio biologico Microtox® basato sulla riduzione della bioluminescenza naturale del batterio *Vibrio fischeri* (ceppo commercializzato come *Photobacterium phosphoreum*) in presenza di contaminanti; tale test è stato eseguito, secondo la procedura standardizzata (Microbics, 1994), sull'acqua interstiziale e sulla fase solida ottenute per centrifugazione. Quest'ultima è stata valutata in rapporto a sedimenti di riferimento relativamente incontaminati del litorale toscano.

L'elaborazione dei dati biologici è stata effettuata sottoponendo la matrice specie per stazioni all'analisi di similarità di Bray-Curtis seguita dall'MDS; alla matrice contenente i dati fisico-chimici e tossicologici log-normalizzati e standardizzati, è stata invece applicata l'analisi delle componenti principali (PCA).

Risultati e discussione

Dai risultati granulometrici si individua un gradiente dall'esterno del porto verso l'interno, nel quale aumenta progressivamente la frazione pelitica fino a diventare preponderante. La sostanza organica, mostrando valori medio-alti rispetto alle aree esterne al porto (Pinto *et al.*, 1995), segue il gradiente granulometrico. Anche i metalli mantengono tale gradiente seppure con valori di concentrazione relativamente bassi rispetto alle stesse aree di riferimento.

La tossicità acuta del sedimento è risultata elevata solo nella stazione D per la presenza di contaminanti non solubili legati alla matrice.

La PCA, applicata ai dati fisico-chimici ed ecotossicologici (Fig.1), consente di individuare 2 componenti principali che spiegano il 91,78% della varianza totale.

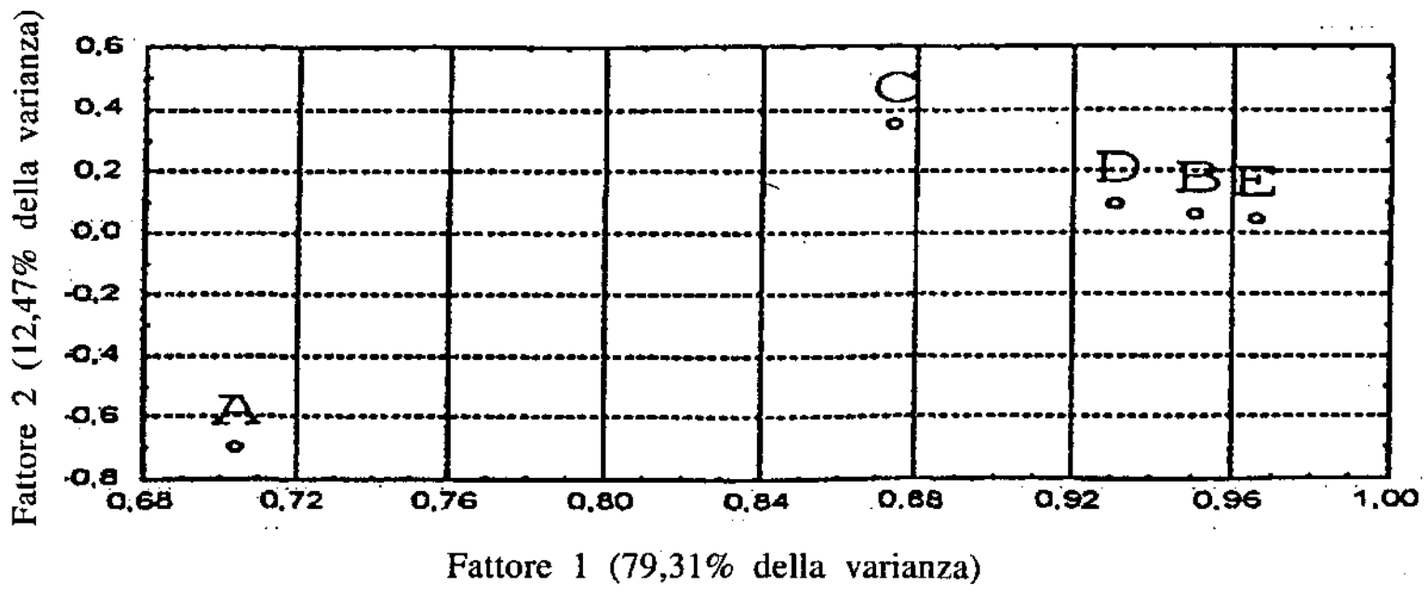


Fig. 1 - Analisi delle componenti principali (PCA) applicata alla matrice dei dati fisico-chimici ed ecotossicologici.
PCA on physical, chemical, ecotoxicological data.

La PCA discrimina distintamente solo la stazione A più esterna, senza tuttavia identificare un'unica componente relazionabile al gradiente di confinamento dell'ingresso del porto. Infatti la stazione A risulta caratterizzata da un'elevata frazione grossolana, assenza di tossicità acuta e basso tenore di sostanza organica e metalli.

L'indagine biologica ha permesso di identificare 27 specie, con un totale di 128 esemplari (72% policheti, 21% molluschi e 7% crostacei).

L'analisi multivariata (Fig. 2) ha consentito di discriminare le stazioni A, B e C più esterne, dalle stazioni D ed E situate all'interno del porto. Il popolamento della stazione A risulta caratterizzato da un basso livello strutturale e da un'ampia *patchiness* comprovata dalla variabilità tra le repliche. Nelle stazioni B e C si individua una situazione di transizione, evidenziata dall'analisi compositiva e strutturale, con un locale aumento della ricchezza e della diversità specifica (Fig. 3) tipica di ambienti ecotonali. Le stazioni interne al porto (D, E) ospitano un popolamento omogeneo, come conferma la scarsa variabilità tra le repliche, caratterizzato da un significativo aumento di abbondanza di specie opportuniste

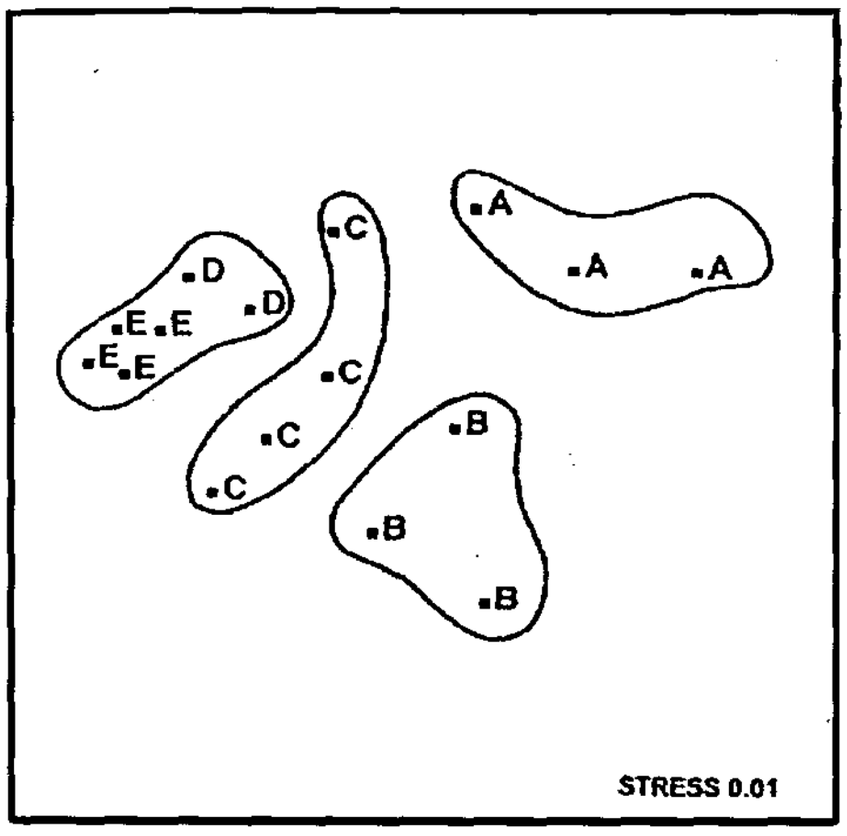


Fig. 2 - Piano di ordinamento ottenuto dal Multidimensional Scaling (MDS).
Ordination plot of MDS.

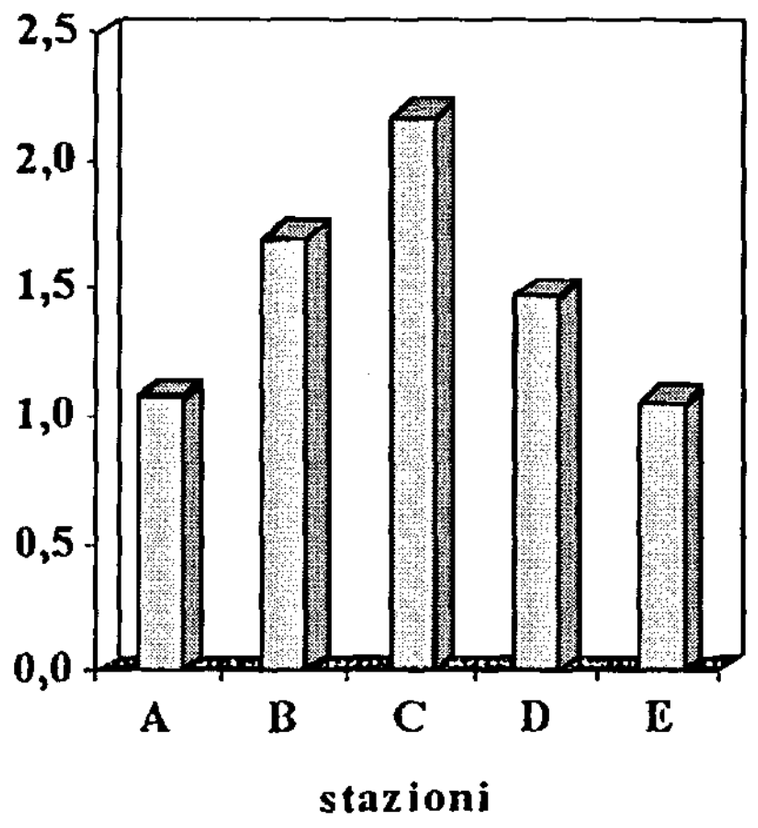


Fig. 3 - Indice di diversità di Shannon-Wiener.
Shannon-Wiener diversity index.

quali i policheti *Phylo foetida* (Claparède) e *Cirrophorus furcatus* (Hartman) ad indicare una situazione ambientale perturbata (Pearson e Rosenberg, 1978).

Conclusioni

I risultati di questo studio dimostrano l'esistenza di un gradiente ecologico-biologico lungo il transetto indagato. I parametri analizzati forniscono un differente livello di discriminazione di tale gradiente: esso risulta particolarmente evidente nelle caratteristiche granulometriche e biologiche, ma solo parzialmente in quelle chimiche ed ecotossicologiche. Come già emerso da precedenti studi (Chapman *et al.*, 1996), in ambienti perturbati con livelli di contaminazione da metalli pesanti relativamente bassi, la composizione e la struttura della comunità bentonica risultano principalmente condizionati dalle caratteristiche fisiche del sedimento e dalla presenza di sostanza organica. Anche in questo caso, la concentrazione dei metalli e la tossicità acuta, non sembrano essere i fattori responsabili del basso livello strutturale raggiunto dalla comunità bentonica.

In situazioni come questa in cui risulta difficile discriminare effetti dovuti a fattori perturbanti naturali da quelli antropici, l'approccio multidisciplinare appare indispensabile sia per capire il ruolo di ciascun fattore nel determinare la fisionomia dell'ambiente sia per comprendere pienamente, nei programmi a lungo termine, la dinamica dei vari parametri e i loro effetti sinergici sulle comunità biologiche.

Rigraziamenti

Si rigrazia F. Mellara (CIBM, Livorno) per le analisi chimiche e M. Gabellini (CIBM, Livorno) per i consigli scientifici.

Bibliografia

CHAPMAN P.M. (1990) - The sediment Quality Triad Approach to Determing Pollution-Induced Degradation. *Sci Tox. Environ.*, **97**-8: 815-825.

CHAPMAN P.M., PAINE M.D., ARTHUR A.D., TAYLAR L.A. (1996) - A Triad study of sediment quality associated with a major, relatively untreated marine sewage discharge. *Mar.Poll. Bull.*, **32** (1): 47-64.

DIAZ R.J., ROSENBERG R. (1996) - The influence of sediment quality on functional aspects of marine benthic communities. In: Munawar M. e Dave G. (eds.) - *Development and progress in sediment quality assessment: rationale, challenges, techniques e strategies,* SPB Academic Pub.: 57-68.

MICROBICS Co. (1994) - *Microtox® M500 Manual, a toxicity testing handbook (version 3).* Carlsbad, CA, USA.

PEARSON T., ROSENBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution in the marine environment. *Oceanog. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **16**: 229-311.

PINTO B., PELLEGRINI D., GABELLINI M., AUSILI A. (1995) - Harbour and coastal sediment chemistry and toxicity: a preliminary assessment of dredging activities. *J. Aquatic Ecosyst. Health*, **4**: 249-255.

POWER E.A., CHAPMAN P.M. (1992) - Assessing sediment quality. In: Allen Burton Jr. (eds), *Sediment toxicity assessment*, Lewis Publishers, Inc., **1:** 1-18.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 587-590

M. A. TODARO

Centro Interuniversitario di Biologia Marina "G. Bacci", P.le Mascagni, 1 - 57127 Livorno, Italia e Dip. Biologia Animale, Università di Modena, Italia.

LA MEIOFAUNA DELLE SECCHE DELLA MELORIA: I GASTROTRICHI, BIODIVERSITA' E DINAMICA STAGIONALE

MEIOFAUNA FROM THE MELORIA SHOALS: GASTROTRICHA, BIODIVERSITY AND SEASONAL DYNAMICS

Abstract

The gastrotrichs taxocene from the Meloria Shoals was studied over one year period from four sets of samples each consisting of four replicate cores filled with 15 cm³ of coarse organogenic sand. Samples were taken from a bottom pit, at 7.0 m water depth, three months apart each other. Faunal analysis yielded 18 species and mean density of 228 ind/core. The highest number of species, 16, occurred in July while the Shannon-Wiener entropy (H') peaked in October (2.112). Diplodasys ankeli *and* Platydasys ruber *resulted as the most abundant taxa throughout the study except in January when* Platydasy ocellatus *became the dominant species. Species richness and high biodiversity of the local meiofauna make the shallow Meloria shoals a place of great naturalistic value, worth to be preserved.*

Key-words: Benthos, Mediterranean meiofauna, Gastrotricha, Biodiversity.

Introduzione

Le Secche della Meloria sono un'area di bassi fondali che si estende per circa 30-40 km² localizzata a circa 4 miglia al largo di Livorno. Nel settore meridionale, in prossimità del suo culmine, la Secca è segnalata da un faro e dalla Torre della Meloria: qui il fondale è di tipo roccioso ed estremamente accidentato per la presenza di numerosi anfratti e soprattutto per la presenza dei cosiddetti "catini", depressioni di forma pseudocircolare sul cui fondo si accumulano sabbie carbonatiche grossolane di origine organogena. Con lo scopo di valutare la consistenza e la dinamica della meiofauna associata a tali sedimenti, da uno dei catini sono stati prelevati campioni quantitativi mensili. Nel presente lavoro viene illustrata la consistenza della fauna a Gastrotrichi e la sua evoluzione attraverso le quattro stagioni come risulta dall'analisi di una serie di campioni raccolti ad intervallo trimestrale.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati effettuati il 15/4/1996, il 24/7/1996, il 24/10/1996 e il 16/1/1997, a 7 metri di profondità in prossimità del faro e della torre della Meloria, Livorno (Long. 43°32' N; Lat. 10°12' E). Campioni di sabbia sono stati prelevati inserendo manualmente, per 15 cm nel sedimento, sei corer di Plexiglas di 3,5 cm di diametro. In occasione di ciascun prelievo è stata misurata la salinità e la temperatura dell'acqua interstiziale. La fauna è stata narcotizzata *in situ* con una soluzione di $MgCl_2$ al 7% e conservata in formalina al 10%. In laboratorio gli animali sono stati estratti dal sedimento mediante decantazioni multiple, e, con l'utilizzo di un microscopio binoculare e/o a contrasto interferenziale, iden-

tificati e contati. Alcuni esemplari sono stati osservati con un S.E.M. Philips XL 40. L'analisi granulometrica del sedimento è stata condotta come descritto in Todaro, (1992) la stima della sostanza organica totale è stata ottenuta come perdita di peso dopo combustione a 480° C per 4 ore.

Risultati e discussione

In tutto sono stati rinvenuti 3611 Gastrotrichi per un totale di 18 specie, 16 Macrodasyida e 2 Chaetonotida, appartenenti a 11 generi ripartiti in 5 famiglie (Tab. 1). Una specie, *Chaetonotus* sp., risulta nuova per la scienza e una, *Platydasys ruber,* è nuova per la fauna italiana. Il maggior numero di specie, 16, è stato rinvenuto nei campioni estivi mentre solo 13 specie sono risultate presenti nel periodo autunno-inverno. Delle 18 specie trovate, 11 sono presenti tutto l'anno mentre altre 7 sono state rinvenute occasionalmente e sempre in un numero limitato di individui (Tab. 1). La diversità specifica calcolata come indice di

Tab. 1 - I Gastrotrichi della Meloria. Numero totale di individui e densità delle singole specie. Gastrotricha from the Meloria Shoals. Total specimens and density of each species.

		Aprile		Luglio		Ottobre		Gennaio	
Taxon	**TI**	**M**	**SD**	**M**	**SD**	**M**	**SD**	**M**	**SD**
CHAETONOTIDAE									
Chaetonotus sp.	16	2.8	1.7	1.3	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0
Musellifer delamarei	2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	1.0
DACTYLOPODOLIDAE									
Dactylopodola typhle	85	4.3	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.0	14.3
MACRODASYIDAE									
Macrodasys caudatus	143	4.3	2.8	3.3	3.6	16.0	16.2	10.3	9.8
THAUMASTODERMATIDAE									
Acanthodasys aculeatus	8	1.8	1.3	0.3	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0
Diplodasys ankeli	939	25.3	14.4	103	27.4	44.0	22.9	62.5	35.7
D. meloriae	71	1.0	1.4	0.5	1.0	3.3	3.9	13.0	9.0
Platydasys ocellatus	634	1.3	1.3	10.0	6.7	8.3	3.3	139	69.6
P. ruber	847	8.3	5.6	88.8	44.6	43.5	21.1	81.5	41.6
P. tentaculatus	2	0.0	0.0	0.3	0.5	0.3	0.5	0.0	0.0
Ptychostomella tyrrhenica	10	1.0	0.8	1.0	2.0	0.5	1.0	0.0	0.0
Tetranchyroderma cirrophora	54	9.5	6.9	4.0	3.7	0.0	0.0	0.0	0.0
T. hirtum	115	0.5	1.0	3.3	3.6	16.0	16.3	15.5	3.2
T. pachysomum	116	2.0	1.6	6.0	5.4	10.3	8.1	10.8	12.4
T. thysanogaster	168	0.5	1.0	2.8	1.5	22.8	24.0	16.0	7.8
T. thysanophorum	230	1.3	1.9	37.3	28.2	8.0	5.4	8.75	10.5
Thaumastoderma ramuliferum	157	1.5	1.0	11.0	6.6	22.5	7.7	4.3	3.3
TURBANELLIDAE									
Paraturbanella pallida	14	1.0	0.8	0.8	1.5	1.0	1.2	0.8	1.0
Totale 18	3611	66.4	18.5	273.3	138.3	190.3	42.3	380.0	186.0

TI, totale individui; M, media; SD, deviazione standard
TI, total specimens; M, mean; SD standard deviation

Shannon-Wiener (H') è risultata massima in ottobre (H'=2.112) e minima nel mese di luglio (H'=1.636) concordemente il valore dell'indice di equitabilità di Pielou (J) è risultato massimo in ottobre (J=0.571) e minimo in luglio (J=0.400). Nei mesi presi in esame, i Gastrotrichi sono risultati alquanto abbondanti, constituendo

dal 3.4 al 15% del meiobenthos totale. La percentuale minore è stata rilevata in aprile, quella massima in gennaio. Nelle stesse occasioni è stata registrata anche la minima e la massima densità di Gastrotrichi per unità di volume, rispettivamente 66±18 e 380±186 individui/core (Tab. 1). *Diplodasys ankeli* e *Platydasys ruber* sono risultate le specie dominanti per quasi tutto l'anno, raggiungendo la densità massima nel mese di luglio rispettivamente con 103±27 e 89±44 individui/core. In gennaio, pur presenti con un numero relativamente elevato di individui, rispettivamente 62.5±35 e 81±41, le due specie sono state superate numericamente da *P. ocellatus* che con 139 ± 69 individui/core è risultata la specie dominante.

Le analisi eseguite sul sedimento non hanno rilevato variazioni stagionali nel calibro medio dei granuli che è risultato sempre intorno a 0.98 mm; la quantità di sostanza organica totale presente nei campioni ha subito delle variazioni raggiungendo una percentuale massima del 2.16% in aprile e minima 1.42% in luglio. La salinità è risultata sempre di 38‰ mentre la temperatura è variata in accordo con il periodo dell'anno, risultando massima in luglio con 24 °C e minima in gennaio con 13 °C.

Conclusione

Con le 18 specie rinvenute nel corso della presente indagine, il numero di specie di Gastrotrichi note per la Meloria sale a 24 (Luporini *et al.*, 1973; Hummon *et al.*, 1992, 1993; M. Balsamo, W.D. Hummon, M. A. Todaro e P. Tongiorgi, dati non pubblicati). In Italia, quest'area costituisce dunque una delle più ricche per quanto riguarda la gastrotricofauna. Anche in termini assoluti la Meloria si pone ai livelli più alti per diversità riferibile ad un singolo sito di raccolta; infatti se per quantificare la diversità della taxocenosi si prende in considerazione l'indice di Shannon-Wiener, si nota solo una leggera differenza tra il valore medio calcolato per la Meloria (H'=1.91±0.2) con quelli calcolati per le due località in cui è stato riportato il più alto numero di specie: la spiaggia intertidale di Firemore Bay, Scozia, 40 specie, H'=2.164±0.32 (valore calcolato su dati originali di Hummon, 1976); e stazione subtidale di North Inlet, Sud Carolina, 38 specie, H'=2.02±0.15, (Hogue, 1978).

L'elevata biodiversità riscontrata non solo nei Gastrotrichi ma anche in altri gruppi della meiofauna (Todaro, dati non pubblicati), testimonia il grande valore naturalistico delle Secche della Meloria, la cui integrità va senza dubbio salvaguardata.

Ringraziamenti

Si ringraziano vivamente il direttore del CIBM di Livorno, dr. S. De Ranieri, per il continuo supporto ed incoraggiamento durante la ricerca e il dr. B. Reale per aver fornito il software per il calcolo degli indici di biodiversità.

Bibliografia

HOGUE E. W. (1978) - Spatial and temporal dynamics of a subtidal estuarine Gastrotric assemblage. *Mar. Biol.*, **49**: 211-222.

HUMMON W. D. (1976) - Seasonal changes in secondary production, faunal similarity and biological accomodation, related to stability among the Gastrotricha of two semi-enclosed Scottish beaches, In: G. Persoone e E. Jaspers, eds. Proc. of the 10th European Symnopsium on Marine Biology, **2**. *Population Dynamics*, Universa Press, Wetteren, Belgium: 309-336.

HUMMON W. D., BALSAMO M., TODARO M. A. (1992) - Italian marine Gastrotricha. I. Six new and one redescribed species of Chaetonotida. *Boll. Zool.*, **59**: 499-516.

HUMMON W. D., TODARO M. A., TONGIORGI P. (1993) - Italian marine Gastrotricha: II. One new genus and ten new species of Macrodasyida. *Boll. Zool.*, **60**: 109-127.

LUPORINI P., MAGAGNINI G., TONGIORGI P. (1973) - Contribution à la connaissance des Gastrotriches des côtes de Toscane. *Cah. Biol. Mar.*, **12**: 433-455.

TODARO M. A. (1992) - Contribution to the study of the Mediterranean meiofauna: Gastrotricha from Ponza Island, Italy. *Boll. Zool.*, **59**: 321-333.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 591-595

M. A. TODARO, R. HUYS*

Centro Interuniversitario di Biologia Marina "G. Bacci", Piazzale Mascagni, 1 - 57127 Livorno, Italia
e Dip. Biologia Animale, Università di Modena, Italia.
*Zoology Department, The Natural History Museum, England.

LA MEIOFAUNA DELLE SECCHE DELLA MELORIA: OSSERVAZIONI SU UN NUOVO LEPTASTACIDAE (COPEPODA, HARPACTICOIDA)

MEIOFAUNA FROM THE MELORIA SHOALS: OBSERVATIONS ON A NEW LEPTASTACIDAE (COPEPODA, HARPACTICOIDA)

Abstract

The organogenic sand of the Meloria Shoals hosts a rich meiobentic community. Particularly diverse appears the harpacicoid copepods assemblage that includes several undecribed species; among these, one belonging to the family Leptastacidae Lang, shows several unique plesiomorphic character states unreported in the family. This specie is found all the year around reaching a peak of density, 2750 ind./m^2, during early spring.

Key-words: Copepoda, Harpacticoida, Meiofauna, Mediterranean meiobenthos.

Introduzione

La sabbia organogena del fondo dei catini della Secche della Meloria, Livorno, ospita una comunità meiobentonica particolarmente varia con densità globali comprese fra 0.5 e 4 milioni di individui per m^2 (Todaro, dati non pubblicati). Ben rappresentati sono in particolare i Copepodi Arpacticoidi, che da soli costitiscono il 22-34% del popolamento totale. Tra le specie rinvenute, una presenta pecularietà morfologiche rilevanti sotto il profilo tassonomico e filogenetico. Si tratta di una specie interstiziale della famiglia Leptastacidae Lang comprendente attualmente 15 generi di cui 6, *Leptastacus*, *Paraleptastacus*, *Psammastacus*, *Psammathea*, e *Archileptastacus* presenti nel Mediterraneo (cf. Cottarelli e Venazetti, 1987; Huys, 1992). Nel presente lavoro vengono illustrati i caratteri morfologici salienti di questi esemplari insieme ad osservazioni sulla ecologia e sulla dinamica stagionale della specie. La descrizione dettagliata e l'affiliazione formale ad una nuovo taxon viene fornita in un altro articolo (Huys e Todaro, 1997).

Materiali e metodi

I campioni di sedimento sono stati raccolti con periodicità mensile a 7 metri di profondità in prossimità del faro e della torre delle Secche della Meloria, Livorno (Long. 43°32' N; Lat. 10°12' E). Il materiale sabbioso è stato prelevaro da operatori subacquei, inserendo per 15 cm nel sedimento sei carotatori di 3,5 cm di diametro interno. In occasione della campionatura è stata misurata la salinità e la temperatura dell'acqua interstiziale. La fauna è stata narcotizzata *in situ* con una soluzione di $MgCl_2$ al 7% e conservata in formalina al 10%. In laboratorio si è proceduto all'estrazione degli animali dal sedimento mediante decantazioni

multiple e, successivamente con l'ausilio di un microscopio binoculare all'individuazione e al conteggio dei copepodi. Alcuni esemplari di entrambi i sessi sono stati dissezionati, montati in glicerina ed osservati con l'ausilio di un microscopio a contrasto interferenziale secondo Nomarski (Leitz Dialux 20). Altri esemplari, dopo essere stati deidratati con passaggi in alcool a volume crescente, essiccati al punto critico usando CO_2 e metallizzati con oro-palladio, sono stati esaminati con un S.E.M. Philips XL-40. L'analisi granulometrica del sedimento è stata condotta come in Todaro (1992); la valutazione della sostanza organica totale è stata ottenuta come perdita di peso dopo combustione a 480 °C per 4 ore.

Risultati

Caratteri morfologici salienti della femmina - Corpo allungato, cilindrico, senza una netta demarcazione tra prosoma e urosoma. Tegumento picchiettato, moderamente chitinizzato e con numerosi sensilli; margine distale dei somiti privo di ornamentazioni. Opercolo anale poco sviluppato, di forma arrotondata; apertura anale fiancheggiata da ambo i lati da cospicue creste spinate dirette posteriormente. Rami caudali di forma conica, circa quattro volte più lunghi che larghi, terminanti in un processo spinoso ricurvo dorsalmente, portanti sette setole, di cui la VI vestigiale. Rostro triangolare, leggermente più lungo della larghezza della base, ricurvo ventralmente e con un paio di sensilli in prossimità dell'apice. Antennule di 7 articoli con secondo elemento molto allungato ed astetasco sul quarto articolo. Antenne con allobasipodite; articolo distale dell'endopodite ornato complessivamente da 5-7 spinule e/o setole; esopodite con tre setole. Palpo mandibolare ben sviluppato formato di due articoli, endopodite ornato da 5 setole. Mascellule con artrite solo leggermente ruotato rispetto alla coxa e alla base; endopodite ed esopodio con tre e due setole rispettivamente. Mascelle con sincoxa portante due enditi ed un corto endopodio. Massillipedi di tipo prensile, ben sviluppati con una setola sulla sincoxa e un'altra sull'endopodio, che si presenta molto ridotto. Appendici locomotorie con la seguente formula setale.

	Esopodite	**Endopodite**
P1	0.0.022	1.0.120
P2	0.0.121	1.120
P3	0.1.221	1.020
P4	0.1.221	0.120

Quinto paio di appendici natatorie separate medialmente; esopodite e baseoendopodite fusi formanti una piastra triangolare con apice libero rivolto posteriormente.

Moderato dimorfismo sessuale evidente soprattutto nelle dimensioni generali del corpo, (femmine lunghe in media 1025 µm, maschi più piccoli, 950 µm, e più snelli, Fig. 1); nelle antennule (sottili e di 7 articoli nelle femmine, di 9 e con genicolatura tra il 7 e l'8 segmento nei maschi); nel V paio di appendici natatorie (con 8 setole nelle femmine e 6 nei maschi; nel VI paio di appendici natatorie (presenti solo nel maschio).

Ecologia - Esemplari di questa specie sono stati rinvenuti durante tutto l'anno nella sabbia grossolana (diametro dei granuli di 0.5-2.0 mm), che caratterizza

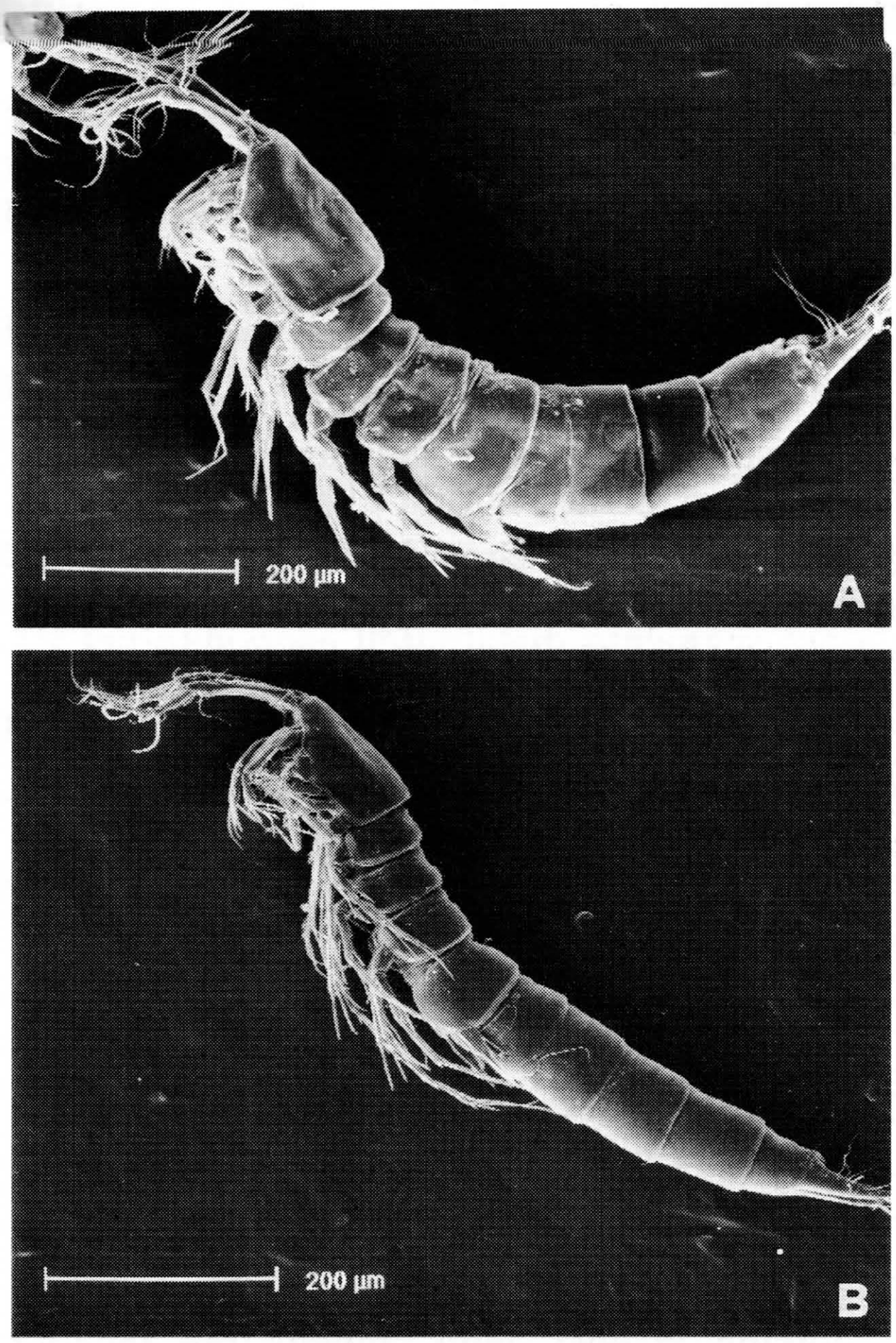


Fig. 1 - Il nuovo Leptastacidae. A, habitus, femmina; B, habitus, maschio (microfotografie al SEM).
The new Leptastacidae. A, habitus, female; B, habitus, male (SEM micrographs).

la zona dei catini delle Secche della Meloria. La quantità massima di sostanza organica totale, 21.6 mg/g sedimento, è stata riscontrata nei campioni del mese di aprile, la minima, 10.1 mg/g sedimento, in quelli di dicembre; durante i campionamenti la salinità dell'acqua è risultata sempre intorno a 38‰, mentre la temperatura è variata dai 13-15 °C dei mesi invernali ai 24 °C del periodo luglio-

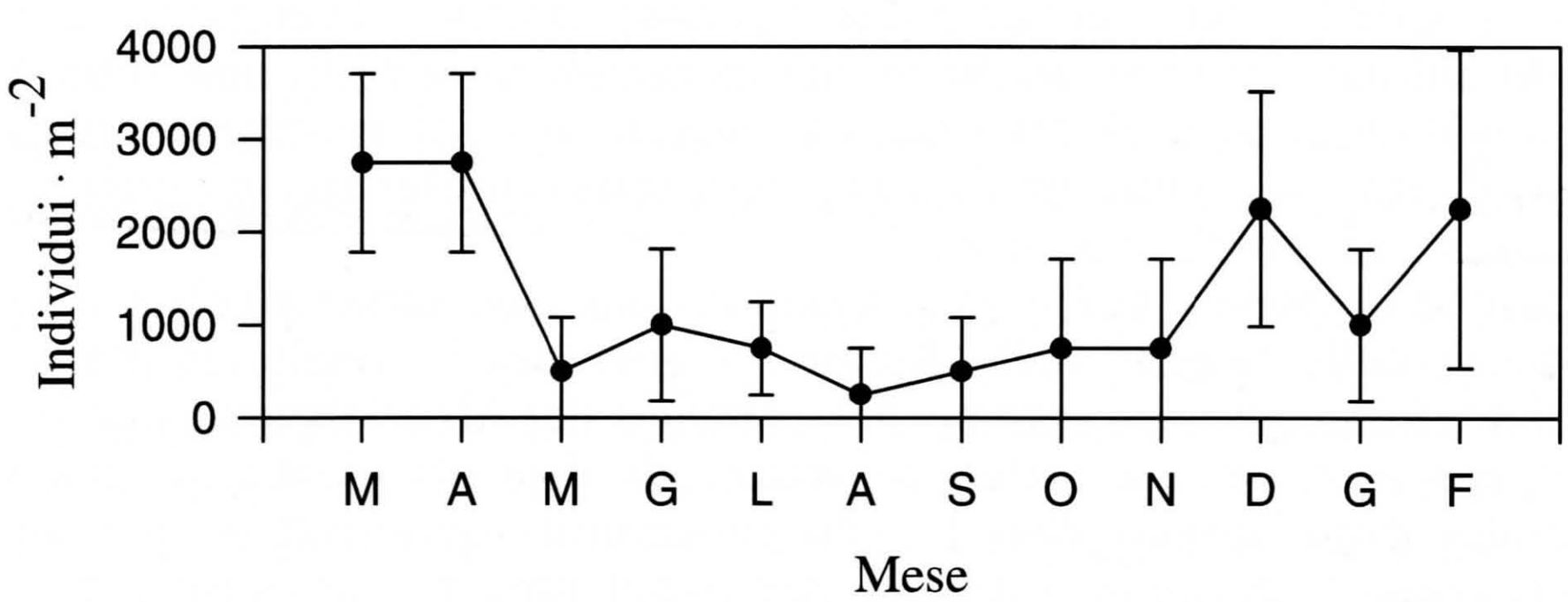


Fig. 2 - Andamento annuale delle densità della popolazione del nuovo Leptastacidae.
The new Leptastacidae. Annual trend of population density.

settembre. Il massimo di densità 2750 indiv./m^2 è stata registrata agli inizi della primavera e la minim, 500 indiv./m^2, nei mesi estivi più caldi (Fig. 2). La sex ratio è risultata circa 1:1, con modesta predominanza di femmine nei mesi di massima densità della specie. Femmine gravide sono state osservate con maggiore frequenza a partire dall'inizio dell'autunno fino a primavera inoltrata.

Discussione e conclusioni

L'endopodite del P1 di tre segmenti, l'esopodite delle antenne ornato da ben tre setole, e la presenza di una setola sul lato interno del segmento distale dell'esopodite del P2, avvicinano gli esemplari della Meloria alle due specie del genere primitivo *Archileptastacus*: *A. aberrans* e *A. dichatoensis*.

Da queste, si distinguono però per numerosi caratteri, tra i quali, principalmente, la presenza di una terza setola sul segmento distale dell'esopodite del P1 e P2, la presenza di una setola sulla lato interno del segmento intermedio dell'esopodite P2 e dell'endopodite del P4, e la presenza di due setole sull'esopodite del P3. Tali caratteri non solo distinguono la specie in esame dalle due precedenti, ma rappresentano altrettante plesiomorfie all'interno della famiglia.

La corretta affiliazione di questi esemplari richiederà verosimilmente l'istituzione di un nuovo genere che, al pari di *Archileptastacus*, andrebbe ad occupare una posizione isolata ed ancestrale all'interno della famiglia Leptastacidae (cf. Huys e Todaro, 1997).

La presunta maggiore primitivà del nuovo taxon sarebbe testimoniata sia dalla formula setale degli esemplari della Meloria, la più primitiva all'interno della famiglia - e tale da richiedere la modifica della formula setale dell'ipotetico "ancestor" proposta da Huys, (1992) - sia dalla morfologia delle appendici boccali che gia ad una preliminare osservazione non mostrano gli adattamenti e le modifiche tipiche delle specie che adottano la cosi detta "mucus-trap feeding strategy"; strategia di foraggiamento che secondo Huys, (1992) si sarebbe evoluta solo secondariamente, consentendo ai leptastacidi di più piccole dimensioni la colonizzazione di sedimenti a granulometria più fine.

In questo contesto è opportuno notare che gli esemplari rinvenuti nella sabbia della Meloria sono tra i pochi Arpacticoidi Leptastacidi a raggiungere la taglia di 1 mm.

Per quanto concerne la biologia riproduttiva di questa specie, l'analisi dei campioni mensili farebbe supporre che l'accoppiamento avvenga preferibilmente nel periodo autunno-inverno; anche se nei campioni in oggetto non sono mai state trovate coppie in copula, il dato sarebbe avvalorato dal rinvenimento di diversi copepoditi V in campioni qualitativi aggiuntivi prelevati in aprile 1996 in concomitanza con quelli quantitativi.

Le ricerche in corso stanno evidenziando una inaspettata ricchezza faunistica dei sedimenti delle Secche della Meloria e mettono in risalto il grande valore naturalistico che quest'area assume nel contesto del Mediterraneo, mare relativamente povero di habitat a forte prelavenza di depositi clastici carbonatici. La rilevanza dei popolamenti non è solo in termini quantitativi ma soprattutto qualitativi, come testimonia il rinvenimento del presente arpacticoide e di altre specie tipiche del mesopsammon nuove per la scienza o per la fauna italiana (Todaro, 1998).

Ringraziamenti

Un sentito ringraziamente agli agenti del nucleo sommozzatori della Polizia Municipale di Livorno per aver raccolto i campioni. La presente ricerca è stata finanziata dal CIBM di Livorno nell'ambito del progetto "Caratterizzazione biologica delle Secche della Meloria".

Bibliografia

COTTARELLI V., VENANZETTI F. (1989) - Ricerche zoologiche della nave oceanografica «Minerva» (C.N.R.) sulle isole circumsarde. II. Cylindropsyllidae del meiobenthos di Montecristo e delle isole circumsarde (Crustacea, Copepoda, Harpacticoida). *Ann. Mus. civ. Stor. nat. G. Doria (Genova)*, **87**: 183-235.

HUYS R. (1992) - The amphiatlantic distribution of *Leptastacus macronyx* (T. Scott, 1892) (Copepoda: arpacticoida): a paradigm of taxonomic confusion; and, a cladistic approach to the classification of the Leptastacidae Lang, 1948. *Meded. k. Acad. Wet. Lett. sch. Kunst. Belg.*, **54**: 21-196.

HUYS R., TODARO M. A. (1997) - *Meloriastacus ctenidis* gen. et sp. nov. a primitive interstitial leptastacid (Copepoda, Harpacticoida) from Tuscany. *Ital. J. Zool.* (in stampa).

TODARO M. A. (1992) - Contribution to the Mediterranean meiofauna: Gastrotricha from the Island of Ponza, Italy. *Boll. Zool.*, **59**: 321-333.

TODARO M. A. (1998) - La meiofauna delle Secche della Meloria: i Gastrotrichi, biodiversità e dinamica stagionale. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 587-590.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 596-599

C. VIRNO LAMBERTI, G. DIVIACCO, E. ROMANO*, M. PULCINI,
D. PELLEGRINI, S. DE RANIERI*

ICRAM - Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare,
Viale Respighi, 5 - 00197 Roma, Italia.
* C.I.B.M. - Livorno, Italia.

OSSERVAZIONI SUL MACROBENTHOS DELLA BAIA DI CARINI (SICILIA) ESEGUITE TRAMITE R.O.V.

OBSERVATION CONDUCTED BY R.O.V. ON CARINI BAY MACROBENTHOS (SICILY)

Abstract

A Remotely Operated Vehicle (R.O.V.) has been used to investigate a sea bottom area on the Carini Bay (Sicily). R.O.V. permits to obtain fast information about the characteristics of the sea bottom with relatively low cost. The R.O.V. information can be used for preliminary sudies or as a complement of quantitative studies.

Key-words: R.O.V., macrobenthos, *Cymodocea nodosa,* Carini Bay, Sicily.

Introduzione

Lo studio ambientale di fondali marini risulta estremamente importante nella gestione della fascia costiera. Gli studi di dettaglio delle caratteristiche biologiche dei fondali marini vengono generalmente condotti tramite rilevamenti quantitativi del macrobenthos. E' però importante adottare talvolta metodologie di rilevamento che consentano di mantenere la validità del dato scientifico con tempi e costi contenuti, soprattutto nell'esecuzione di indagini ambientali di pianificazione o di gestione della fascia costiera. E' stato condotto, a questo proposito, uno studio ambientale tramite veicolo filoguidato autopropulso, meglio noto come R.O.V. (Remotely Operated Vehicle), nei pressi dell'Isola delle Femmine (Baia di Carini), integrando le informazioni di tipo sedimentologico e bionomico ottenute tramite campionamenti puntiformi.

L'area in esame è caratterizzata da un intenso idrodinamismo, dalla irregolarità del profilo morfologico della piattaforma, dalla presenza di praterie di Fanerogame marine (Riggio e Raimondo, 1991; Toccaceli e Alessi, 1989; Palmeri, 1986).

Materiali e metodi

E' stato utilizzato un R.O.V. modello "Achille", dotato di telecamera a colori, bussola e profondimetro. Il R.O.V. ha percorso tre transetti (Harmelin et True, 1964) costa-largo dalla profondità di 3 m fino a circa 60 m. Il posizionamento è stato assicurato da un G.P.S. (Global Positioning System) installato sull'imbarcazione di appoggio.

Per lo studio sedimentologico e bionomico dell'area sono state individuate 14 stazioni di campionamento, distribuite lungo i tre transetti (Fig. 1). Il campionamento dei sedimenti è stato eseguito tramite benna Van Veen da 25 l.

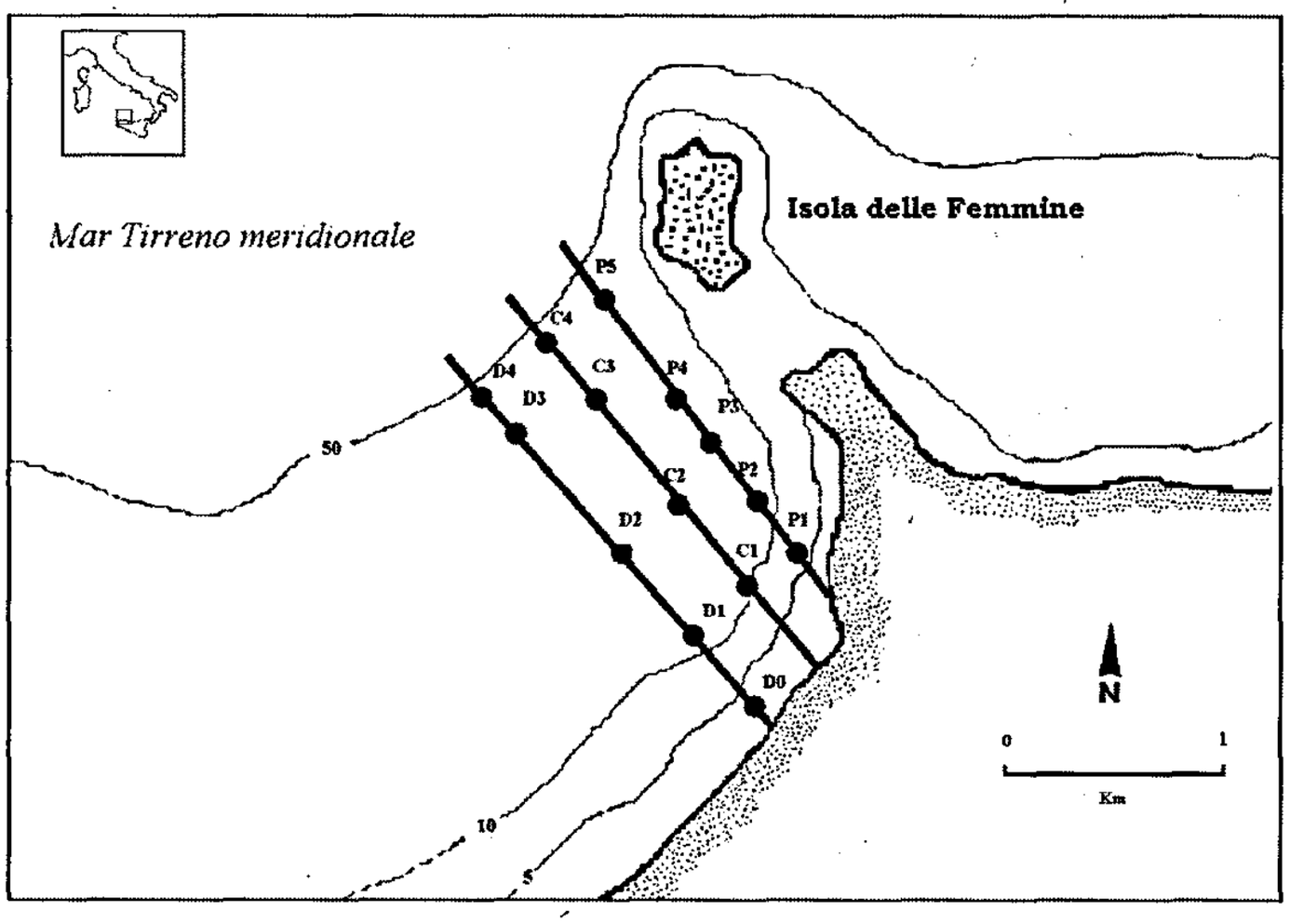


Fig. 1 - Transetti e stazioni di campionamento.
Transects and sampling sites.

Per lo studio sedimentologico la frazione grossolana è stata vagliata con setacci da 0 a 4 phi, mentre la frazione fine è stata analizzata mediante sedigrafo a raggi X.

Per lo studio biologico sono state effettuate tre repliche per ogni stazione e il sedimento è stato setacciato su maglia da 1 mm.

Risultati

I transetti effettuati tramite R.O.V. rivelano tra loro una notevole omogeneità. E' infatti possibile evidenziare a -12 m, su un substrato sabbioso arricchito di elementi grossolani e soggetto a forti correnti di fondo, il limite superiore di un prato a *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch.. Questo si presenta piuttosto degradato con bassa densità fogliare e con una percentuale di ricoprimento del 10-20%. All'aumentare della profondità la percentuale di ricoprimento raggiunge il 30-40%. La sua rarefazione risulta invece evidente a partire dai 25 m di profondità, mentre il limite inferiore è situato a -27 m.

Il R.O.V. si è dimostrato in questa prima area indagata un valido strumento di valutazione dello stato di salute della prateria dal punto di vista qualitativo e semiquantitativo.

Per quanto riguarda le aree a substrato mobile il ROV ha permesso di evidenziare la presenza di una componente sabbiosa sul fondo con pochi elementi del macrozoobenthos non sufficienti a caratterizzare biocenosi ben definite.

Nell'area compresa tra la costa e il limite superiore del prato di *Cymodocea nodosa* e per tutta la sua estensione, il R.O.V. ha consentito di individuare un fondale sabbioso, talvolta ricoperto di detriti vegetali (Clorofite del genere *Ulva* e *Posidonia oceanica*). Tale strumento inoltre, ha fornito informazioni riguardo la presenza di ripple marks (orientati per 30°-40° N), che testimoniano l'influenza del moto ondoso sul fondo nonché la presenza di segni di impatto antropico. Infatti, oltre i 40 m di profondità, a circa 2 km dalla costa, sono stati notati sul

fondo solchi subparalleli con direzione 20° N causati da attività di pesca a strascico illegale.

Il campionamento puntiforme ha invece consentito di ottenere informazioni di dettaglio dal punto di vista sedimentologico e bionomico.

I risultati dell'analisi sedimentologica mettono in evidenza, dalla linea di costa fino a circa 25 m di profondità, la presenza di un sedimento con una componente sabbiosa molto elevata, di natura carbonatica, in cui le classi maggiormente rappresentate sono quelle delle sabbie medio-fini. Dal punto di vista biologico il campionamento nelle stazioni entro l'isobata dei 27 m ha consentito di riconoscere elementi della Biocenosi delle Sabbie Grossolane sotto l'influenza di Correnti di Fondo (SGCF) (De Biasi *et al.*, 1998), con una bassa percentuale di specie tipiche della Biocenosi delle Sabbie Fini Ben Calibrate (SFBC).

Le immagini R.O.V. oltre i -27 m, fino a circa -47 m, mostrano un fondale con sabbie che tendono ad arricchirsi di resti conchigliferi ed organogeni più grossolani. Si nota un popolamento superficiale ad Echinoidi del genere *Spatangus,* organismi caratteristici di fondi detritici; oltre i -48 m, le immagini registrate evidenziano un aumento di sedimento fangoso.

Dal punto di vista sedimentologico il substrato mantiene la sua natura sabbiosa e si arricchisce, lungo il gradiente batimetrico, della componente pelitica.

Dal punto di vista biologico le stazioni oltre i -27 m presentano un quadro biocenotico complesso in cui, ad una sempre elevata componente sabulicola, si associano elementi pelofili non caratteristici e specie appartenenti alla Biocenosi del Detritico Costiero (DC).

Conclusioni

Il R.O.V. si è dimostrato un valido strumento di valutazione dello stato di salute degli ecosistemi a Fanerogame marine, permettendo di studiare un prato di *Cymodocea nodosa* dal punto di vista qualitativo e semiquantitativo. Rare volte sono stati rinvenuti prati di *Cymodocea nodosa* oltre i 15 m di profondità anche se esistono studi recenti che confermano la presenza della Fanerogama a maggiori profondità (Bianchi e Peirano, 1995).

Le indagini eseguite tramite R.O.V. assicurano una continuità di osservazione anche a grandi profondità senza problemi di autonomia (Ardizzone, 1992). Non si è invece dimostrato così efficace nel caratterizzare aree a substrato mobile dove è stato necessario integrare tali informazioni con uno studio sedimentologico e bionomico.

Tale strumento quindi non può ovviamente essere proposto in sostituzione del campionamento puntiforme, ma in caso di indagini ambientali finalizzate alla conoscenza degli ecosistemi costieri per interventi di pianificazione e di gestione, può costituire un'alternativa rapida per l'elaborazione di carte tematiche preliminari di fondali ed un valido complemento per studi ambientali di dettaglio.

Bibliografia

ARDIZZONE G.D. (1992) - Cartografia bentonica con sistemi video controllati a distanza. *Oebalia,* suppl. **17**: 441-452.

BIANCHI C.N., PEIRANO A. (1995) - *Atlante delle Fanerogame marine della Liguria* Posidonia oceanica *e* Cymodocea nodosa. ENEA Centro Ricerche Ambiente Marino La Spezia: 146

pp.
DE BIASI A.M., ALIANI S., PULCINI M., VIRNO LAMBERTI C. - Fondi ad Anfiosso nella Baia di Carini (Sicilia settentrionale). *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 371-373.
HARMELIN J.G., TRUE M.A. (1964) - Delimitation cartographique de l'extension actuelle des herbier de *Posidonia ooceanica* (Delile) dans le golfe de Marseile. *Recl. Trav. St. Endoume., Bull.* **34** (50): 157-160.
PALMERI A. (1986) - Contributo alla conoscenza della malacofauna del Golfo di Carini (Parte I - Gastropoda). *Boll. malac.*, **22** (1-4): 73-78.
RIGGIO S., RAIMONDO F. (1991) - Proposta di una riserva costiera per la tutela e la valorizzazione dei biotopi di Isola delle Femmine e di Monte Gallo (Palermo). *Quad. Bot. Ambientale Appl.*, **2**: 59-96.
TOCCACELI M., ALESSI M.C. (1989) - Cartografia biocenotica delle praterie a Fanerogame marine della Baia di Carini (Sicilia Nord Occidentale). *Oebalia*, **15** (1), N.S.: 341-344.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 600-602

L. AIROLDI*, F. LENZI, A. VANNUCCI, F. CINELLI

Dipartimento Scienze dell'Uomo e dell' Ambiente, Università di Pisa - 56126, Italy.
*Present address: Centre for Research on Ecological Impacts of Coastal Cities,
Marine Ecology Labs A11, University of Sydney, Australia.

SPATIAL AND TEMPORAL VARIABILITY OF RECRUITMENT OF *DICTYOTA DICHOTOMA* (HUDSON) LAMOUROUX

VARIABILITA' SPAZIALE E TEMPORALE DEL RECULTAMENTO DI *DICTYOTA DICHOTOMA* (HUDSON) LAMOUROUX

Abstract

Recruitment of Dictyota dichotoma *in patches cleared to bare rock at different seasons, times, stations and areas is under study in a subtidal reef on the west coast of Italy. Preliminary results suggest that the colonisation of this alga depends on the timing of disturbance, probably depending on the synchronous availability of propagules and bare substrate.*

Key-words: disturbance, patch dynamics, recruitment, *Dictyota dichotoma*, rocky subtidal.

Introduction

In rocky habitats much of the community organisation and dynamics are function of factors involved in the provision of space and its utilisation by sessile species. Disturbance is recognised as a primary mechanism that creates open space, allowing recruitment of species. The colonisation of patches may be variable in time and space, depending on disturbance, environmental stress and life-histories of the species that colonise (Pickett and White, 1985).

Few studies have been done on recruitment of subtidal algae. Here we present the preliminary results of a field experiment aimed to study spatial and temporal recruitment of *Dictyota dichotoma* in a subtidal (11-13 m in depth) reef (Ligurian Sea, Italy). Previous investigations (Airoldi *et al.*, 1995, 1996; Airoldi and Cinelli 1997) indicated that disturbance in this area is related to wave-action and scouring by sediments, the intensities of which are variable over space and time. The work is part of a project aimed to study the roles of disturbance, environmental stress and recruitment on the structure of algal assemblages. Detailed methods and results will be reported in a subsequent paper.

Material and methods

Since October 1995, 3 replicate patches (15x15 cm) were cleared to bare rock at different seasons (autumn, winter, spring and summer), times (2 times for each season), stations (3 stations, hundreds of metres apart) and areas (tens of metres apart, 3 areas for each time and station). Recruitment of *D. dichotoma* in these bare patches was sampled by photographs at 1 to 3 monthly intervals. Percentage covers were estimated by the point-intercept technique (Benedetti-Cecchi *et al.*, 1996). Data were analysed using a 4-way mixed model analysis of variance (Underwood, 1997), with Season (fixed) and Station (random) as orthogonal factors

and Times and Areas as random factors nested in Season and in the interaction Time (Season) x Station, respectively. In this paper we present the preliminary results relative to the first months of colonisation of patches cleared in autumn, winter and spring.

Results and discussion

Abundance of *D. dichotoma* in the study area was seasonal. This species peaked during summer in all the experimental plots (Fig. 1). The recruitment of this species was significantly influenced by time of formation and location of the cleared patches (Fig. 1 and Tab. 1). Percentage cover of *D. dichotoma* was generally higher in patches cleared in spring, but patters of abundance differed between the 2 stations, resulting in a significant interaction Station x Season (Table 1). Significant differences were also observed among patches produced at different times (Table 1), probably reflecting small scale temporal variations in the

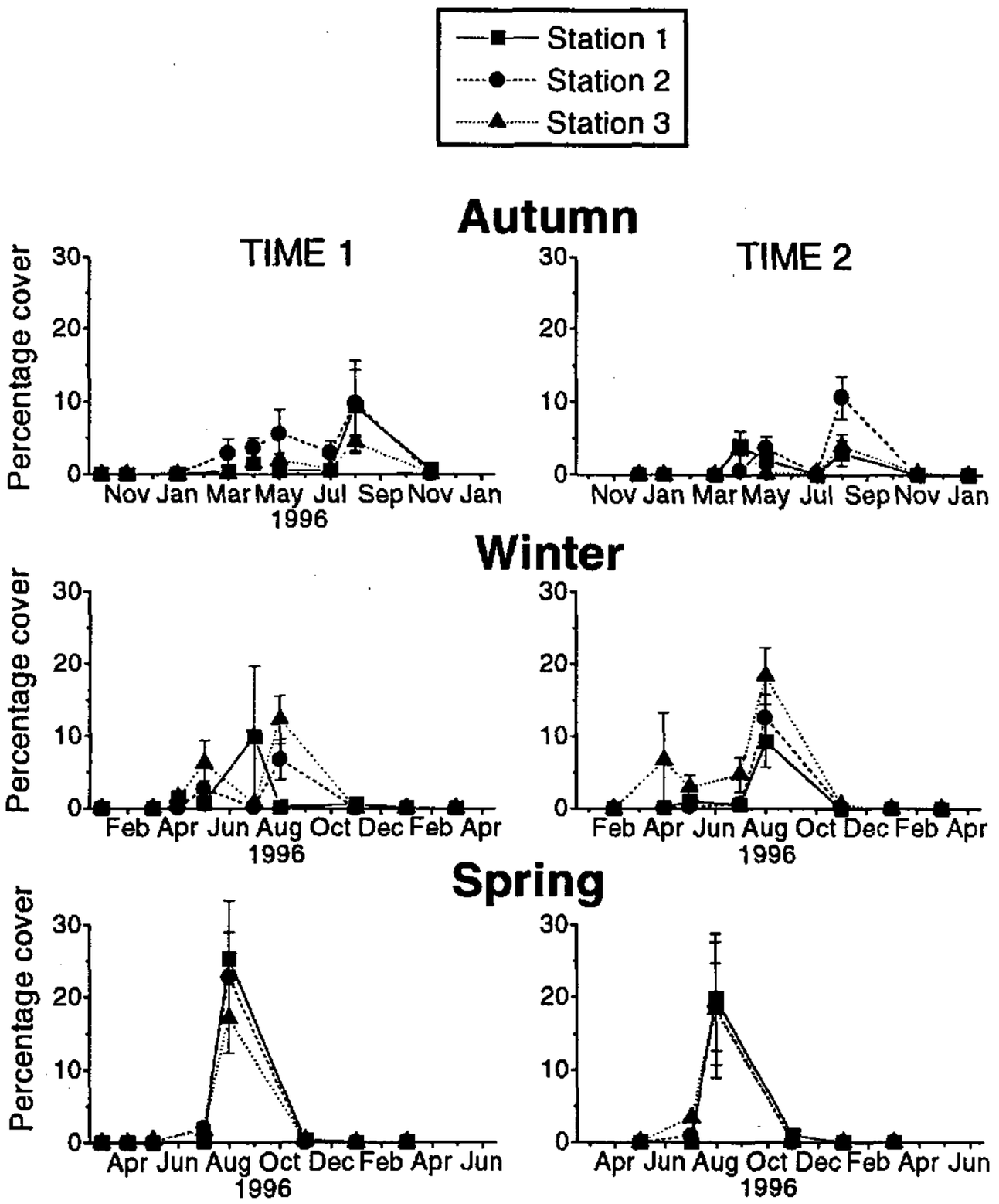


Fig. 1 - Effects of station (3 stations), season (autumn and winter 1995 and spring 1996) and timing of clearing on recruitment of *Dictyota dichotoma*. Data are mean percent cover values (±1 SE) pooled across 3 areas (n=9)

Effetto della stazione (3 stazioni), della stagione di formazione (autunno e inverno 1995 e primavera 1996) e della data di formazione dei quadrati sul reclutamento di *Dictyota dichotoma*. I dati rappresentano valori medi di ricoprimento percentuale (±1 ES) unificati tra 3 aree (n=9).

Tab. 1 - Results of the 4-way ANOVA to evaluate the effects of Station (3 stations, random), Season (autumn vs winter vs spring, fixed), Time (2 times, random) and Area (3 areas, random) on the percentage cover of *Dictyota dichotoma*. The analysis was done on the data of August. ** =p<0.05.

Risultati dell'ANOVA a 4 vie utilizzata per valutare l'effetto della Stazione (3 stazioni, random), Stagione (autunno, inverno e primavera, fisso), Tempo (2 tempi; random) ed area (3 aree, random) sul ricoprimento percentuale di *Dictyota dichotoma*. L'analisi è stata effettuata sui dati di agosto. ** =p<0.05.

Source of variation	d.f.	M.S.	*F*	p	*F* ratio vs.	
Station= Sta	2	3.54	7.12	0.026**	Sta x T(Sea)	
Season= Sea	2	16.9				
Sta x Sea		4	3.6 7.24	0.018**	Sta x T(Sea)	
Time (Sea)	= T(Sea)	3	2.74	5.51	0.037**	Sta x T(Sea)
Sta x T(Sea)		6	0.49	0.33	0.918	Area (Sta x T(Sea))
Area (Sta x T(Sea))	36	1.52	1.38	0.107	Residual	
Residual		108	0.23			
Cochran's test		$C = 0.077$	p > 0.05			
Trasformation		log (x + 1)				

availability of propagules (Phillips, 1988). The reproductive phenology of this species is now under investigation, in order to test this hypothesis.

The results suggest that the success of recruitment of *D. dichotoma* depends on the synchronous availability of propagules and bare substratum. The distribution and dynamics of this seasonal species may therefore be influenced by the regime of disturbance of the study area.

Literature cited

AIROLDI L., CINELLI F. (1997) - Effects of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a Mediterranean rocky shore. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **215**: 269-288.

AIROLDI L., RINDI F., CINELLI F. (1995) - Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Bot. Mar.*, **38**: 227-237.

AIROLDI L., FABIANO M., CINELLI F. (1996) - Sediment deposition and movement over a turf assemblage in a shallow rocky coastal area of the Ligurian Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **133**: 241-251.

BENEDETTI-CECCHI L., AIROLDI L., ABBIATI M., CINELLI F. (1996) - Estimating the abundance of benthic invertebrates: a comparison of procedures and variability between observers. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **138**: 93-101.

PHILLIPS J.A. (1988) - Reproduction in southern Australian species of the Dictyotales (Phaeophyta). *Bot. Mar.*, **31**: 437-445.

PICKETT S.T.A., WHITE P.S. editors (1985) - *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, London, United Kingdom.

UNDERWOOD A.J. (1997) - *Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 603-605

S. ANCORA, S.M. GUARINO*, M.C. FOSSI

Dipartimento di Biologia Ambientale Università di Siena,
Via delle Cerchia, 3 - 53100 Siena - Italia.
* Istituto per lo Studio degli Ecosistemi Costieri CNR,
Via Pola, 4 - 71010 Lesina FG - Italia (†).

VALUTAZIONE PRELIMINARE DI RISCHIO TOSSICOLOGICO NELLA LAGUNA DI LESINA UTILIZZANDO ALCUNI *BIOMARKERS*

PRELIMINARY EVALUATION OF TOXICOLOGICAL RISK IN THE LESINA LAGOON (SOUTHERN ITALY) USING SOME BIOMARKERS

Abstract

Biochemical biomarkers (EROD and AChE) have been measured in Dicentrarchus labrax (*L.*) *from Lesina lagoon and a control area. The induction of EROD and inibition of AChE in the organisms from lagoon are discussed.*

Key-words: biomarkers, EROD, AChE, *Dicentrarchus labrax* (L.), Lesina lagoon.

Introduzione

Il rischio ambientale causato da contaminanti di orgine antropica può essere valutato con metodologie che si basano su indici di stress biochimici, molecolari e fisiologici *biomarkers* definiti "...quella variazione, indotta da un contaminante, a livello delle componenti biochimiche o cellulari di un processo, di una struttura o di una funzione, che può essere misurata in un sistema biologico" (NCR 1989). La presente indagine si propone di fornire, attraverso tali metodologie innovative, una valutazione preliminare sul rischio tossicologico nella laguna di Lesina (FG). In esemplari di *Dicentrarchus labrax* (L.) sono stati saggiati alcuni *biomarkers* specifici:

1. l'attività della etossiresorufina-O-deetilasi (EROD), una particolare classe enzimatica del sistema delle monossigenasi a funzione mista (MFO), la cui induzione è correlata alla presenza di idrocarburi aromatici policiclici (PAH) e diossine (residui della combustione) e idrocarburi clorurati

2. l'attività della acetilcolinesterasi (AChE) la cui inibizione è legata alla presenza di composti organofosforici e carbammati utilizzati in agricoltura come pesticidi.

Materiali e metodi

Il campionamento degli esemplari di *D. labrax* (L.) è stato eseguito nel mese di ottobre 1995 considerando un numero di 10 individui per sito. Quelli provenienti dalla laguna sono stati prelevati da una gabbia collocata nei pressi dell'Istituto del CNR di Lesina in cui erano stati tenuti per circa un anno in condizioni naturali. Come sito di controllo è stato considerato un impianto locale di acquacoltura. Nei laboratori dell'ISEC-CNR (Lesina) sono state effettuate le operazioni di dissezione. Nel Dipartimento di Bologia Ambentale di Siena su fegato e cervello, conservati in azoto liquido, sono state determinate le attività enzimatiche.

L'attività EROD è stata saggiata nella frazione S9 dell'omogenato epatico (Pohl e Foutus, 1980) e rapportata alla quantità di proteine determinata con saggio Bio-Rad Protein. Per l'attività dell'AChE del tessuto cerebrale è stato utilizzato il metodo di Ellman *et al.*, (1961). L'elaborazione statistica è stata eseguita mediante il programma *Statistica for Windows 4.5*. I risultati ottenuti per i due siti sono stati confrontati mediante t-test e le differenze erano considerate significative per $p<0,05$.

Risultati e discussione

Per l'attività della EROD (Fig 1) è da rilevare una differenza statisticamente significativa tra i due siti considerati. Negli esemplari provenienti dalla laguna questa attività risulta 4,5 volte superiore con una percentuale di induzione pari al 77,86%. Studi condotti in laboratorio su *D.labrax* indicano che dopo iniezione di benzo(a)pirene (20mg/Kg per 14 h) si verifica un aumento della attività della EROD 20 volte superiore al controllo (Lemaire-Gony *et al.*, 1995). Poichè nella zona della laguna di Lesina non sono presenti impianti industriali, nè grosse aree

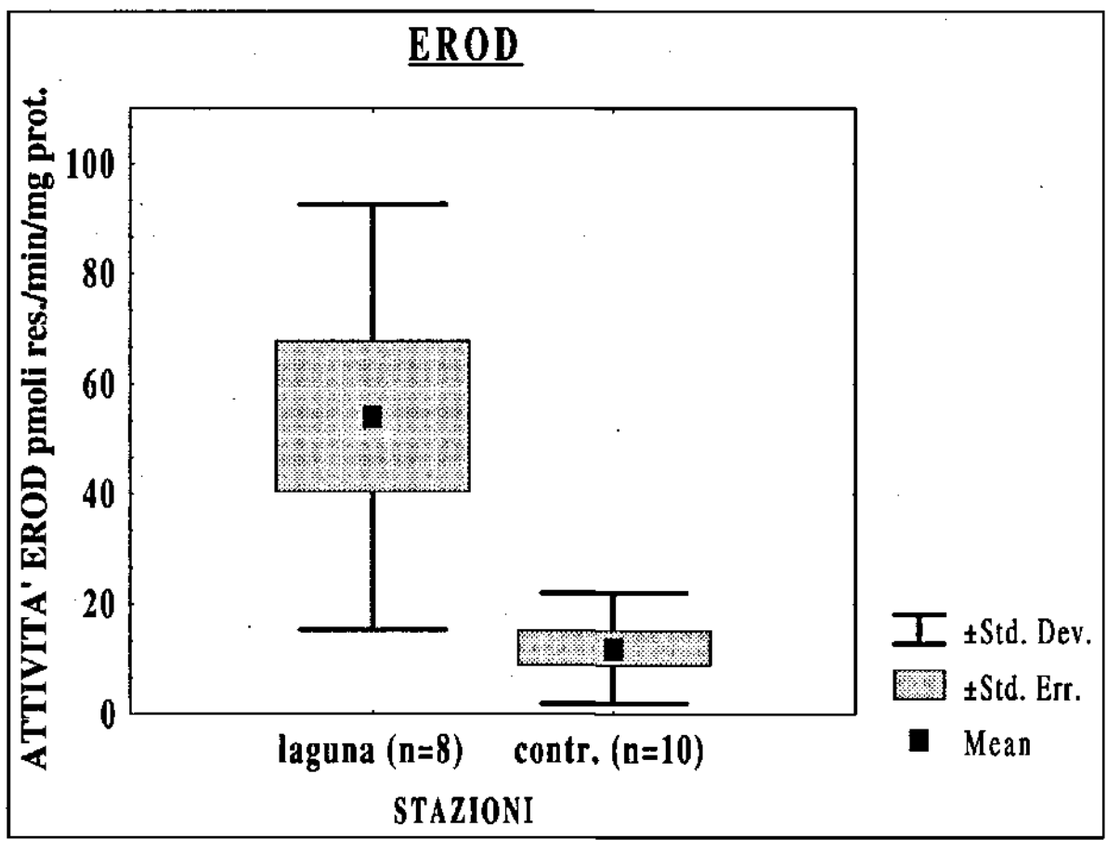


Fig. 1 - Attività EROD.
EROD activity.

portuali, l'induzione a carico di questa attività enzimatica potrebbe apparire un risultato inaspettato. In base a questi dati preliminari, si può ipotizzare una contaminazione da PAH attribuibile alla presenza di un piccolo porto sorto di recente alla foce del canale Acquarotta, (zona Pietre Nere): in questa zona, infatti, si concentrano un elevato numero di mezzi a motore e, nella fase di marea entrante, vengono trasportate in laguna acque cariche di prodotti residui della combustione. Si potrebbe anche ipotizzare la presenza di composti organoclorurati di tipo persistente che venivano massicciamente utilizzati in passato nelle pratiche agricole ed anche per combattere la presenza di insetti malarici.

L'attività della EROD viene influenzata in *D. labrax* (L.) in presenza di alcuni metalli (Lemaire-Gony *et al.*, 1995) e di sostanza organica (Peakall, 1992), perciò è auspicabile che nelle indagini ecotossicologiche di questo tipo vengano utilizzati più indici di stress per ottenere un quadro più completo degli ambienti monitorati.

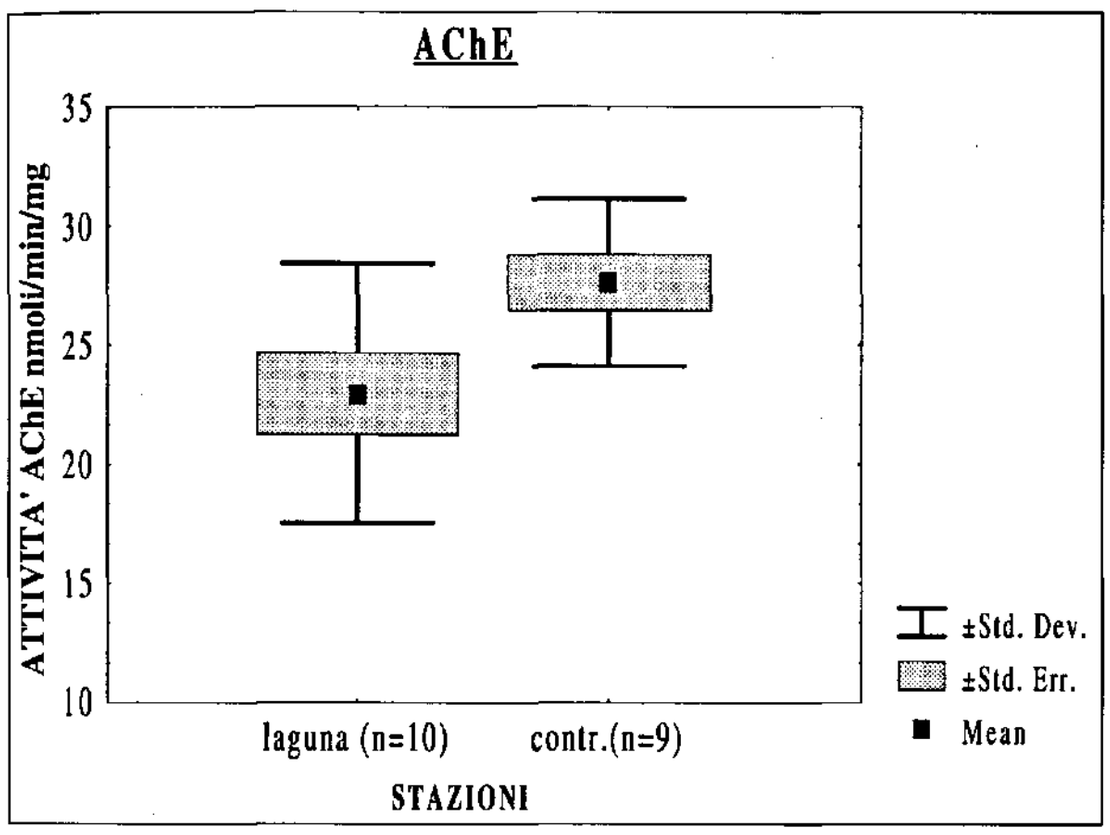


Figura 2 - Attività AChE.
AChE activity.

Anche per quanto riguarda l'attività dell'AChE (Fig. 2), la differenza tra i due siti di campionamento è statisticamente significativa con una percentuale di inibizione nei campioni provenienti dalla laguna del 16,9% rispetto a quelli considerati come controllo. Mentre per insetti, uccelli e rettili (che mancano di esterasi tipo A protettive) una inibizione dell'AChE può risultare letale o subletale, i pesci ed i mammiferi con le esterasi tipo A nel loro corredo enzimatico, sono in grado operare una certa detossificazione. Nella presente indagine, l'inibizione a carico dell'attività acetilcolinesterasica evidenzia comunque un'influenza di composti neurotossici utilizzati in agricoltura si ritengono necessarie ulteriori indagini nei diversi periodi dell'anno in concomitanza delle attività agricole.

Ringraziamenti

Per la collaborazione nelle fasi di capionamento si ringrazia i Sigg. S. Perna, A. Maselli, P. Lallo, V. Biscotti ed i Ricercatori Dr. S. Pelosi e Dr. P. Villani (CNR ISEC di Lesina) e per il supporto nelle operazioni di laboratorio la Dott. L. Lari (Dip. di Biologia Ambientale, Siena).

Bibliografia

ELLMAN M.H., COURTEY K.D., ANDREAS V.JR., FEATHERSTONE R.M. (1961) - *Biochem., Pharmacol.* **7**: 88-95.

LEMAIRE-GONY S., LEMAIRE P. AND PULSFORD A.L. (1995) - *Aquat. Toxicol.* **31**: 297-313

NCR (1989) - *Biologic markers in reproductive toxicology.* National Academic Press, Washington., D.C.

PEAKALL D. (1992) - *Animal Biomarkers as Pollution Indicators*. Chapman and Hall Publishers. Great Britain, Cap. 5: 87-107.

POHL R.J., Foutus J.R. (1980) - *Analyt. Biochem*, **107**: 150-156.

In ricordo di Sandro Guarino e sua moglie Carmela Gambardella validi colleghi e sinceri amici.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 606-610

F. AZZARO, M. LEONARDI, S. MAZZOLA*

Istituto Sperimentale Talassografico - C.N.R., Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.
*I.T.T.P. - C.N.R., Mazara del Vallo (TP), Italia.

OSSERVAZIONI SULL'ECOSISTEMA CANALE DI SICILIA: NUTRIENTI, PARTICELLATO ORGANICO E CLOROFILLA *A*.

ECOSYSTEM IN THE SICILY CHANNEL: NUTRIENTS, ORGANIC MATTER AND CHLOROPHYLL *A*.

Abstract

The Sicily Channel is conditioned from two bodies of water with different origin, direction and characteristics. Nutrients are transported from the eastern basin towards the western one. Phytoplankton finds the correct equilibrium among quantity of light, stability of the water column and nutrients availability at 50 m depth. Nutrients, organic matter, chlorophyll a show a punctual and not spatial increase, at the coastal transept.

Key-words: Nutrients, particulate organic matter, chlorophyll *a*.

Introduzione

Il Canale di Sicilia, è notoriamente zona di risalita di acque di fondo, che non sembra legata ad un effetto indotto dai venti dominanti, ma piuttosto all'interazione tra la topografia dei fondali e la circolazione generale delle acque. L'idrodinamica del Canale è piuttosto complessa, in generale acque atlantiche (AW) fluiscono nello strato superficiale verso il bacino orientale del Mediterraneo, mentre acque levantine (LIW) sul fondo si spostano in direzione opposta. Le due masse d'acqua sono divise da una zona di separazione, caratterizzata dall'incremento repentino dei valori di salinità.

In questo lavoro è presentata una parte dei risultati ottenuti nel corso della campagna oceanografica SERENA II (Study of sEa Resources Emphasizing multidisciplinary Approach).

Materiali e metodi

L'indagine è stata effettuata (fig. 1) sulla piattaforma continentale del Banco Avventura (transetto Z) e lungo la costa siciliana da Marsala a Scoglitti (transetto C), nel mese di dicembre del 1995, a bordo della N/O Urania. Le stazioni campionate sono state quattro per il transetto Z, e nove nel transetto C. Per l'acquisizione dei parametri fisici è stata utilizzata una sonda multiparametrica CTD del tipo SEA-BIRD, corredato di ROSETTE con dodici bottiglie del tipo Niskin. Per ogni stazione sono state prelevate mediamente quattro quote (5, 20, 50, 100 m), per un totale di 52 campioni. Le analisi degli ortofosfati, nitriti e nitrati sono state effettuate secondo le metodiche descritte da Strickland e Parsons (1972) e l'ammoniaca come indicato da Aminot e Chaussepied (1983). Per il contenuto in particellato organico (POC e PON), è stata utilizzata la metodica proposta da Hickel (1984), previa eliminazione del carbonio inorganico (Iseki *et al.*, 1987). Le concentrazioni di clorofilla *a* sono state determinate per via spettrofluorimetrica (Panella e Magazzù, 1978; Lazzara *et al.*, 1990).

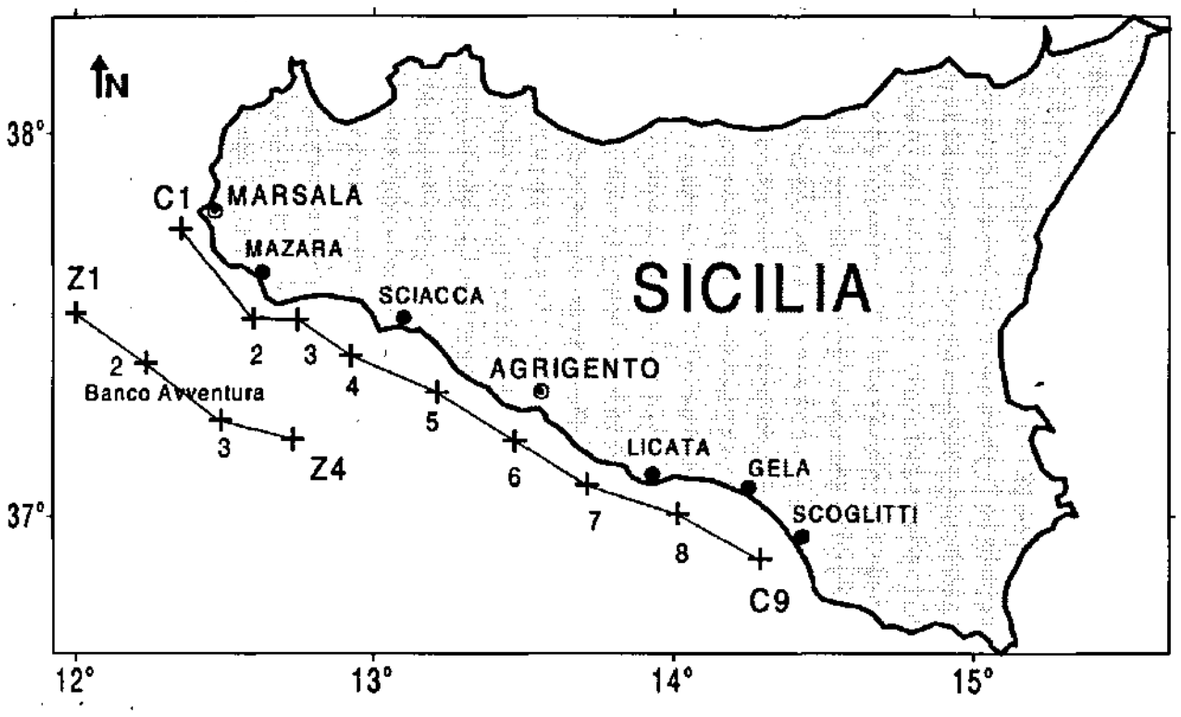


Fig. 1 - Ubicazioni delle stazioni nei transetti Z e C.
Locations of the stations in the transects Z and C.

Risultati e discussioni

Lungo il transetto Z, i valori di temperatura, ed ancor più quelli alini, evidenziano una netta stratificazione delle acque. Infatti, questi ultimi sono compresi tra 37.5 in superficie (AW) e 38.7 alla quota di 200 metri (LIW), mentre il picnoclino si riscontra alla quota di 50 metri. L'andamento degli isovalori dei composti azotati (fig. 2), evidenzia il loro trasporto da Est verso Ovest e la loro

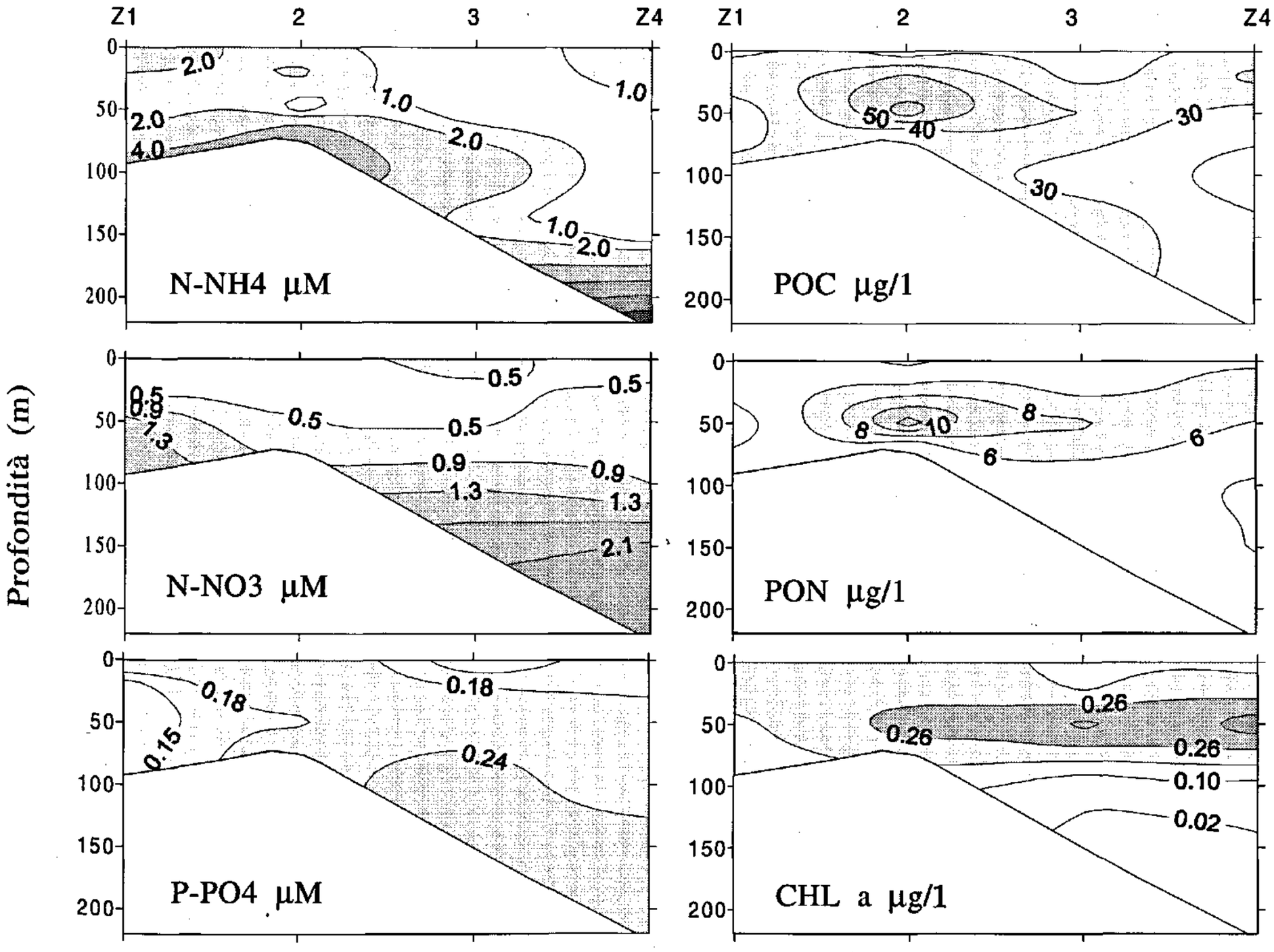


Fig. 2 - Distribuzione spaziale di: ammoniaca, nitrati, ortofosfati, POC, PON, e clorofilla a lungo il transetto Z.
Spatial distribution of: ammonia, nitrates, phosphates, POC, PON, chlorophyll a along the transept Z.

risalita, seguendo la topografia del fondo. Per quanto riguarda l'ammoniaca, sono stati determinati valori elevati nella stazione Z1 lungo tutta la colonna d'acqua, ed alle quote profonde nelle rimanenti stazioni. La concentrazione massima è stata determinata alla quota di 220 metri nella stazione Z4 (11,64 µg/l). L'azoto nitrico ha un incremento positivo verso il fondo, principalmente nella stazione Z1, in cui il gradiente è più marcato, poiché nei primi venti metri si evidenziano acque povere di nitrati. Anche per gli ortofosfati (fig. 2) si riscontra un trasporto, dalla stazione Z4 alla Z2; in quest'ultima ed alla Z1 si osserva una lingua d'acqua povera di fosforo, proveniente da Ovest. La massima concentrazione di clorofilla *a* (fig. 2) è stata determinata, alla quota di 50 metri, con il picco massimo alla stazione Z4 (0.38 µg/l). Fa eccezione la sola stazione Z1 in cui quest'incremento non si registra, probabilmente in relazione alla carenza degli ortofosfati. Parallelamente a quanto già evidenziato per la clorofilla, anche i valori del particellato organico (POC e PON) evidenziano la presenza di un nucleo di concentrazione intorno ai 50 metri (fig. 2). Questo trova la sua mâssima espressione in corrispondenza della stazione Z2 (POC 64.46 µgC/l; PON 13.26 µgN/l), ma interessa anche la Z3. Peraltro nella Z4, caratterizzata da una maggiore profondità, il massimo di concentrazione di POC, pari a 43,0 µgC/l, è stato rilevato in posizione più superficiale (20 m). I valori di PON mostrano un andamento parallelo a quelli di POC (fig. 3), evidenziando la presenza di un buon equili-

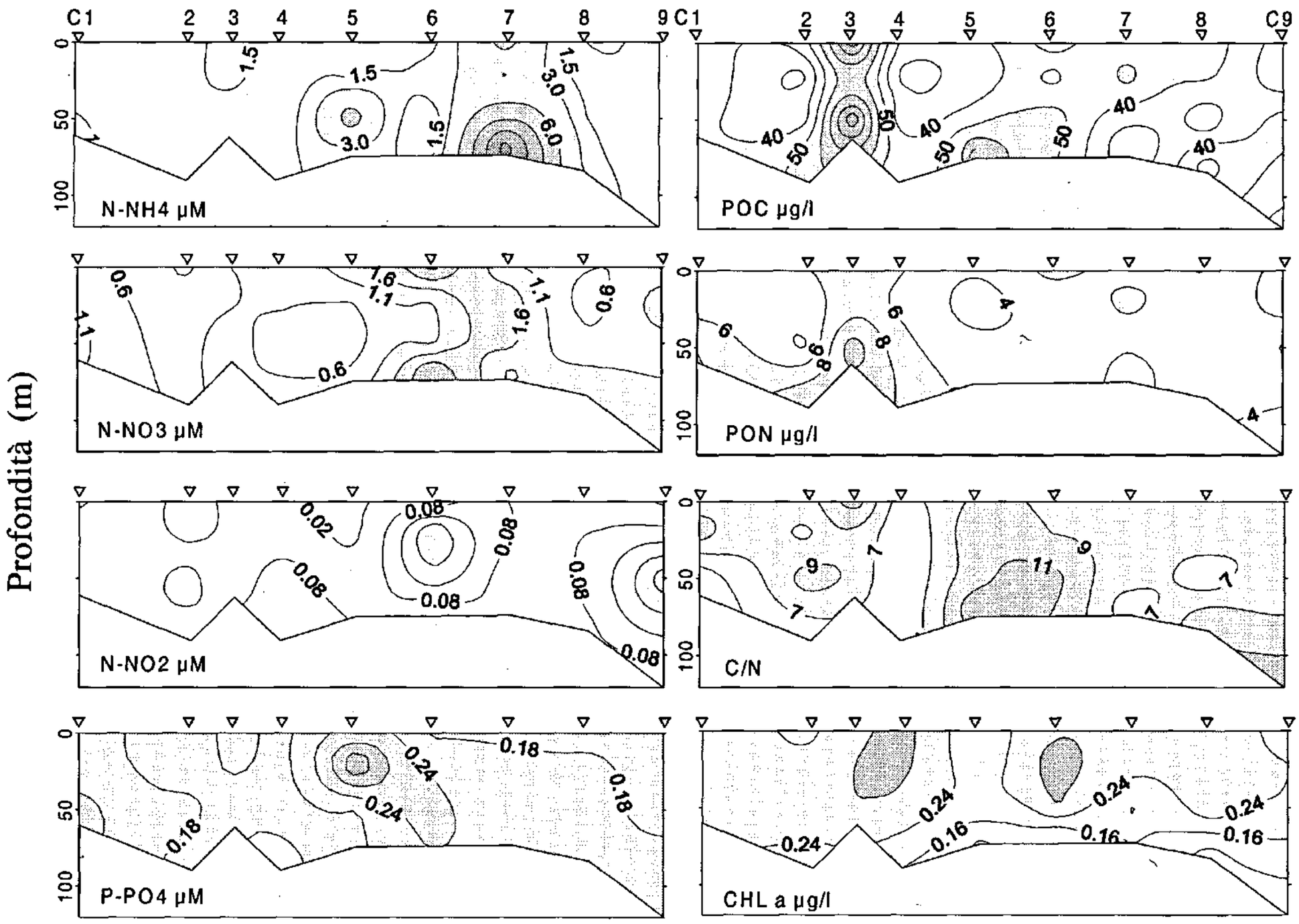


Fig. 3 - Distribuzione spaziale di: ammoniaca, nitrati, nitriti, ortofosfati, POC, PON, C/N, clorofilla a lungo il transetto C.

Spatial distribution of: ammonia, nitrates, nitrites, phosphates, POC, PON, C/N, chlorophyll a along the transept C.

brio tra le componenti trofiche, confermato del resto dai valori del rapporto C/N, che in quest'area sono prevalentemente compresi fra 6 e 7.

Nel transetto C (fig. 3) dall'esame dei parametri fisici, si riscontra una stratificazione accentuata delle acque, maggiormente evidente nelle stazioni poste più ad oriente. Infatti, nella stazione C9 i valori di temperatura variano lungo la colonna d'acqua (120 metri) di oltre 2.5 °C (da 17.62 °C in superficie a 15.00 °C al fondo), mentre la salinità varia da 37.48 in superficie, a 38.43 al fondo. I nutrienti (fig. 3) non seguono l'andamento spaziale di temperatura e salinità, ma sono caratterizzati da incrementi puntuali. Per il composto azotato ammoniacale le concentrazioni più elevate sono state registrate nella stazione C7, lungo tutta la colonna d'acqua, con il valore massimo di 16.66 µM al fondo. L'andamento degli isovalori dei nitrati mostra le concentrazioni più elevate nelle stazioni C6 (2.71 µM al fondo) e C7 (1.98 µM a 20 m). Il composto azotato nitroso, come rilevato anche per i nitrati, ha un incremento alla C6 (0.27 µM a 20 m), ma il valore massimo in assoluto è stato determinato in C9 a 50 metri (0.30 µM). Gli ortofosfati hanno valori bassi in tutte le stazioni, tranne che nella C5, in cui a 20 metri la concentrazione è di 0.43 µM. La clorofilla *a* (fig. 3), come già rilevato per i nutrienti, ha incrementi puntuali, con i valori più elevati nelle stazioni C4 e C6, rispettivamente pari a 0.34 µg/l a 5 metri, e 0,35 µg/l a 20 metri. L'andamento degli isovalori di POC (fig. 3) evidenzia la presenza di un nucleo di concentrazione in corrispondenza della stazione C3, in tutta la colonna d'acqua. In questa stazione, infatti, i valori oscillano fra 63.39 µgC/l a 20 metri e 98.95 µgC/l al fondo, mentre nel resto dell'area si mantengono prevalentemente al di sotto dei 50 µgC/l. Analogamente ai valori di POC, anche quelli di PON sono risultati generalmente bassi ed omogenei nella porzione orientale (5-6 µgN/l), in contrapposizione al picco d'incremento della stazione C3. In questa stazione i valori di PON risultano più elevati a tutte le quote, e raggiungono un massimo di 11.15 µgN/l al fondo. I valori del rapporto C/N (fig. 3) evidenziano la diffusa incidenza del detrito (C/N>10), ovvero di un popolamento fitoplanctonico in fase di senescenza (C/N=8-10), nelle stazioni C5 e C6, e parzialmente anche nella C9. Peraltro, un migliore equilibrio trofico si rileva nella porzione più occidentale, soprattutto in corrispondenza della stazione C4, in tutta la colonna d'acqua. In questa stazione infatti sono stati registrati valori di C/N compresi fra 6 e 7, che testimoniano la presenza di una attiva componente fitoplanctonica, in accordo con i valori di clorofilla *a*. Nella stazione C3, sono stati rilevati valori di C/N relativamente più elevati, probabilmente in quanto, in relazione alla sua maggiore vicinanza alla costa, risente in maniera più marcata dell'interferenza terrigena.

Conclusioni

Dai dati esposti, l'area esaminata risulta condizionata dal forte gradiente di discontinuità determinato dall'incontro di due corpi d'acqua con origine, direzione e caratteristiche differenti. La massima evidenza di ciò si rileva nel Banco Avventura (transetto Z), in cui i nutrienti dal bacino orientale fluiscono verso quello occidentale del Mediterraneo, mentre il fitoplancton trova il giusto equilibrio tra quantità di luce, stabilità della colonna d'acqua e disponibilità di nutrienti alla quota dei 50 metri (Magazzù e Andreoli, 1972).

Nella fascia costiera (transetto C) il bilancio energetico e gli equilibri trofici risultano influenzati principalmente dagli input costieri, piuttosto che dai flussi tra il bacino orientale e quello occidentale. In prossimità di Licata, dove l'input

energetico è sostanzialmente più elevato, si rileva la presenza di un popolamento fitoplanctonico meno attivo. Peraltro nella porzione più occidentale gli apporti nutritivi trovano un'efficiente comunità autotrofica, in grado di utilizzare in maniera ottimale il carico energetico del sistema.

Bibliografia

AMINOT A., CHAUSSEPIED M. (1983) - *Manuel des analyses chimiques en milieu marin.* Centre National pour l'Exploration des Oceans: 1-395.

BUDILLON G., CONVERSANO F., CAMPILI F., CORATO F., SPEZIE G. (1995) - Alcune caratteristiche dei processi biogeochimici nel Canale di Sicilia. *Atti del 10° Congresso A.I.O.L.*: 155-165.

STRICKLAND J.F.H., PARSON T.R. (1972) - A pratical handbook of seawater analisys. *Bull. Fish. Res. Ed. Can.*, **167**: 1-311.

HICKEL W. (1984) - Seston in the Wadden Sea of sylt (German Bight, North Sea). *Netherlands Inst. Sea Res.*, **10**: 113-131.

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.

LAZZARA L., BIANCHI F., FALCUCCI M., HULL V., MODIGH M., RIBERA D'ALCALA' M. (1990) - Pigmenti clorofilliani. *Nova Thalassia*, **11**: 207-223.

MAGAZZU' G., ANDREOLI C. (1972) - Contributo alla conoscenza del fitoplancton e della produzione primaria delle acque costiere siciliane (Canale di Sicilia e Tirreno Occidentale). *Mem. Biol. Mar. Ocean.*, **2** (1): 1-30.

PANELLA S., MAGAZZU' G. (1978) - Analisi dei pigmenti fitoplanctonici. In: *Metodi per lo studio del plancton e della produzione primaria.* G.M. Vibo Valentia (Ed): 19-34.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 611-613

F. Berrilli, D. Di Cave, C. De Liberato, E.M. Mokhamer*, P. Orecchia

Dipartimento di Sanità Pubblica e Biologia Cellulare, Università di Roma "Tor Vergata",
Via di Tor Vergata, 135 - 00133, Roma, Italia.
*Med. Res. Inst., Università di Alessandria, Egitto.

DIVERSITÀ BIOLOGICA DELLA COMUNITÀ DEI METAZOI PARASSITI DI *ANGUILLA ANGUILLA* (L.) NELLA LAGUNA DI ORBETELLO

BIODIVERSITY OF METAZOAN PARASITE COMMUNITY OF *ANGUILLA ANGUILLA* (L.) IN ORBETELLO LAGOON

Abstract

During studies on metazoan fish parasites in Italian coastal lagoons, an analysis of biodiversity in parasite community of 95 specimens of Anguilla anguilla *(Osteichthyes: Anguillidae) from Orbetello lagoon has been carried out.*

Key-words: biodiversity, metazoan parasites, *Anguilla anguilla*, Orbetello lagoon.

Introduzione

In questi ultimi anni la composizione e la struttura delle comunità parassitarie dei vertebrati sono state analizzate per chiarire le relazioni esistenti tra i parametri che determinano le comunità stesse e le caratteristiche legate all'ospite e all'ambiente (Kennedy e Bush, 1994; Poulin, 1996).

Nell'ambito di uno studio sulle comunità dei metazoi parassiti di specie ittiche in lagune costiere, sono state effettuate misure di diversità biologica relative alla parassitofauna presente in esemplari di *Anguilla anguilla* pescate nella Laguna di Orbetello.

Materiali e metodi

Sono stati esaminati 95 esemplari di *A. anguilla* provenienti dalla laguna di Orbetello (GR - Italia). Per ciascuna delle specie di metazoi parassiti rinvenute sono stati calcolati i valori di prevalenza (P), abbondanza (A) e intensità (I). L'analisi della diversità è stata condotta a livello di "infra-community" e di "component-community" (Holmes e Price, 1986). A livello di "component-community" sono state valutate: la ricchezza di specie, utilizzando il numero di specie e l'indice di Margalef (M); la diversità biologica con l'indice di Shannon (H) e il reciproco dell'indice di Simpson (D_1); l' equiripartizione (E) secondo Shannon; la dominanza con l'indice di Berger-Parker (D). A livello di "infra-community" sono stati considerati i soli parassiti intestinali. Le misure eseguite sono state: il numero medio di elminti per ospite, il numero medio di specie di elminti per ospite, il valore medio, massimo e la deviazione standard dell'indice di Brillouin (B), calcolato sia sul totale degli ospiti, sia considerando le sole anguille parassitate. I risultati ottenuti sono stati confrontati con quelli relativi ad anguille dei laghi costieri di Burano, Fogliano, Monaci e Caprolace (Kennedy *et al.*, 1997).

Risultati e discussione

Sono state reperite 10 specie di metazoi parassiti; i valori di prevalenza (P), abbondanza (A) e intensità (I) sono riportati in Tab. 1. Il numero di specie è alto rispetto a quello delle località citate, come risulta anche dal valore dell'indice di Margalef (M=1,01), tuttavia l'elevato numero di individui appartenenti ad una sola specie (*B. polymorphus*) determina bassi valori di diversità (H=0,22 e D_1=0,09) e di equiripartizione (E=0,10) e influenza notevolmente la struttura della comunità parassitaria, determinando valori di diversità decisamente più bassi di quelli riscontrati nei laghi costieri. Anche il valore della dominanza (D=0,95) esprime chiaramente questa situazione sbilanciata a favore della specie *B. polymorphus*.

Tab. 1 - Prevalenza (P), abbondanza (A) e intensità media (minima e massima) (I).
Prevalence (P), abundance (A) and mean (minimum and maximum) intensity (I).

PARASSITI	P	A	I
Digenea			
Bucephalus polymorphus	0.65	71.93	110.22 (1-547)
Deropristis inflata	0.23	2.53	10.95 (1-112)
Lecithochirium musculus	0.02	0.06	3.00 (1-5)
Limnoderetrema sp.	0.01	0.20	19.00 (19)
Nematoda			
Goezia anguillae	0.20	0.31	1.57 (1-5)
Contracaecum sp.	0.01	0.02	2.00 (2)
Anguillicola crassus	0.01	0.01	1.00 (1)
Acanthocephala			
Telosentis exiguus	0.06	0.09	1.50 (1-2)
Acanthocephaloides propinquus	0.07	0.10	1.42 (1-4)
Acanthocephalus clavula	0.01	0.01	1.00 (1)

Per quanto riguarda l'analisi a livello di "infra-community" (Tab. 2) il numero medio di individui (75,27) per anguilla risulta elevato mentre il numero di specie (1,27) e il valore medio della diversità (B=0,078) sono simili a quelli riscontrati nei laghi costieri. Considerando solo gli esemplari parassitati il valore medio della diversità rimane basso (B=0,101), il che riflette l'influenza dell'intensità dell'infestazione da *B. polymorphus* sulla comunità parassitaria, anche a questo livello di analisi.

Tab. 2 - Valori di diversità calcolati per i parassiti intestinali a livello di "infra-community".
Diversity characteristics of intestinal infra-communities.

	N° di elminti	N° di specie di elminti	Brillouin	Brillouin calcolato per le anguille parassitate
media	75.27	1.27	0.078	0,101
SD	104.53	0.95	0.141	0,153
max	-	4	0.621	-

Bibliografia

HOLMES J.C., PRICE P.W. (1986) - Communities of parasites. In: Kikkawa J. & Anderson D.J. (eds), *Community Ecology: Patterns and Processes*, Blackwell Scientific Publications, Oxford: 187-213.

KENNEDY C.R., BUSH A.O. (1994) - The relationship between pattern and scale in parasite communities: a stranger in a strange land. *Parasitology*, **109**: 187-196.

KENNEDY C.R., DI CAVE D., BERRILLI F., ORECCHIA P. (1997) - Composition and structure of helminth communities in eels *Anguilla anguilla* from Italian lagoons. *J. Helminth.*, **71**: 35-40.

POULIN R. (1996) - Patterns in the Evenness of Gastrointestinal Helminth Communities. *Int. J. Parasit.*, **26**: 181-186.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 614-617

F. Biagi, S. Gambaccini*, M. Zazzetta*

Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa
Via Volta, 6 - 56100 Pisa, Italia.
*C.I.B.M. " G. Bacci" - Livorno, Italia.

SECCHE DELLA MELORIA: LA FAUNA ITTICA DEI "CATINI"

MELORIA BANK: FISH ASSEMBLAGES OF GEOLOGICAL FORMATION NAMED "CATINI"

Abstract

A study of fish community was carried out at Meloria bank by visual census. Fish community structure is composed of 32 species belonged to 14 families. Fish assemblage is qualitatively characterised by Labrids (11 species) and Sparids (6 species). Settlers of 8 different species were observed.

Key-words: visual census, fish community, settlement, Mediterranean.

Introduzione

Le Secche della Meloria, zona di mare antistante la costa livornese, sono tra le aree indicate come idonee per l'istituzione di parchi marini dalla Legge n.979/82. Esse si estendono per circa 40 kmq ed il loro punto emerso è situato a 3 MN circa dalla costa della città di Livorno. Il fondale molto eterogeneo ha una profondità variabile che degrada fino a circa 25-30 m. Ampie zone di *Posidonia oceanica* si alternano a zone in cui prevalgono depositi di panchina fossilifera e concrezioni organogene.

Caratteristiche delle Secche ma soprattutto della parte meridionale, sono delle depressioni di natura geologica circolari o pseudocircolari note con il nome di "catini". I catini si trovano di norma a profondità minori di 15 m, presentano pareti più o meno verticali, di altezza variabile, ed un fondale costituito da sedimenti organogeni grossolani, originati prevalentemente da frammenti di molluschi (Bacci *et al.*, 1969). Scopo di questo studio è quello di fornire ulteriori informazioni sulla fauna ittica delle Secche.

Materiali e metodi

La ricerca è stata condotta nell'estate del '96 nell'area interessata dalla presenza dei "catini". E' stato utilizzato, quale metodo di rilevamento visivo subacqueo, il punto fisso (Bohnsack and Bannerot, 1986; Biagi *et al.*, 1996 b; Tunesi e Vacchi, 1993) data l'elevata eterogeneità del substrato e delle tipologie dei catini. Il fondale esplorato presenta 7 catini nei quali sono stati eseguiti un numero variabile di rilevamenti a causa delle diverse dimensioni, della presenza di pareti più o meno estese e dell'eterogeneità del substrato.

Nei 37 rilevamenti totali, è stata registrata l'abbondanza per classi di taglia di tutte le specie incontrate: postlarve, piccoli, medi e grandi. I dati di abbondanza delle postlarve, previa trasformazione in radice quarta, sono stati studiati con un'analisi dei cluster mediante la tecnica del legame medio e l'indice di similarità di *Bray-Curtis*. Sulla matrice così ottenuta, è stata eseguita un'analisi MDS di ordinamento non metrico. Sono stati inoltre calcolati i seguenti indici

univariati: ricchezza specifica di Margalef (d), diversità di Shannon-Wiener (H') ed equitabilità di Pielou (J').

Risultati

Le indagini condotte hanno permesso di rilevare una diversa tipologia dei catini, in termini di profondità, altezza della parete, diametro e caratteristiche del substrato. Complessivamente sono state osservate 32 specie appartenenti a 14 famiglie (Tab.1). Il popolamento ittico è caratterizzato, in termini qualitativi, da Labridi (11 specie) e da Sparidi (6 specie). *Aphia minuta*, *Chromis chromis e Coris julis* sono le tre specie più abbondanti, anche se solo le ultime due sono state incontrate frequentemente. Per quanto riguarda la suddivisione in classi di taglia (Fig. 1), le postlarve ed i piccoli costituiscono da soli il 74% del popolamento, mentre la loro frequenza di incontro è del 46%. Invece, i medi ed i grandi hanno un'abbondanza del 26% ed una frequenza del 54%. Le specie che presentano individui di recente insediamento (abbondanza media del 50%), sono: *A. minuta*,

Tab. 1 - Lista delle specie censite nei catini.
List of species censused in the depressions named catini.

Famiglia	Specie	Famiglia	Specie
Ammodytidae	*Gymnammodytes cicerellus*		*Symphodus ocellatus*
Apogonidae	*Apogon imberbis*		*Symphodus roissali*
Blenniidae	*Parablennius rouxi*		*Symphodus rostratus*
Bothidae	*Bothus podas*		*Symphodus tinca*
Carangidae	*Seriola dumerili*	**Mullidae**	*Mullus surmuletus*
Centracanthidae	*Spicara maena*	**Muraenidae**	*Muraena helena*
	Spicara smaris	**Pomacentridae**	*Chromis chromis*
Gobiidae	*Aphia minuta*	**Scorpaenidae**	*Scorpaena porcus*
	Gobius geniporus	**Serranidae**	*Serranus cabrilla*
Labridae	*Coris julis*		*Serranus scriba*
	Labrus viridis	**Sparidae**	*Diplodus annularis*
	Symphodus cinereus		*Diplodus sargus*
	Symphodus doderleini		*Diplodus vulgaris*
	Symphodus mediterraneus		*Oblada melanura*
	Symphodus melanocercus		*Sarpa salpa*
	Symphodus melops		*Spondyliosoma cantharus*

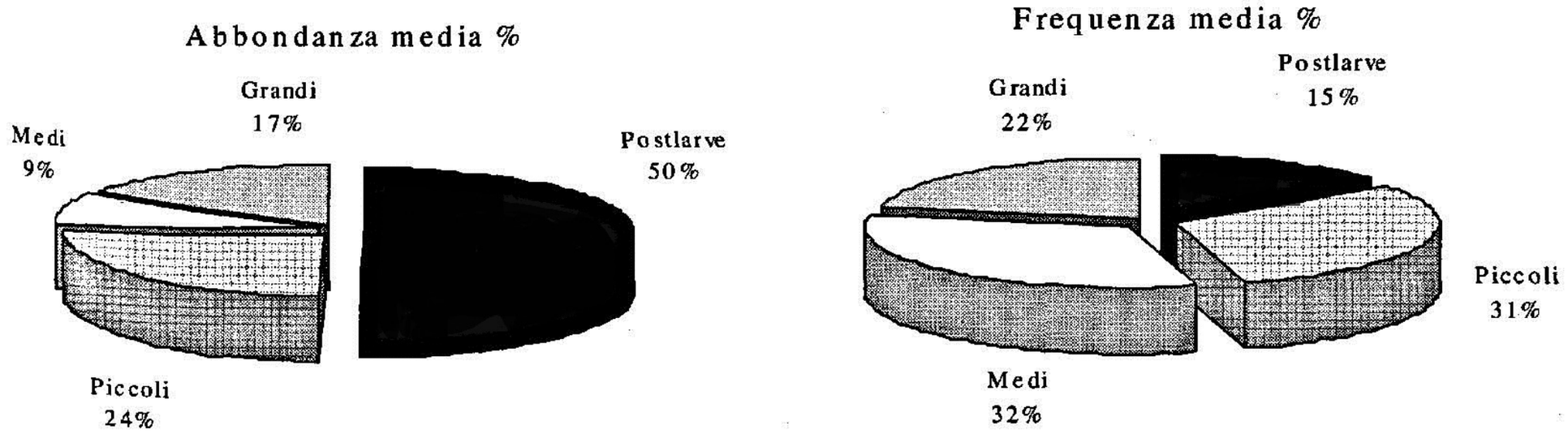


Fig. 1 - Distribuzione percentuale dell'abbondanza media e della frequenza media di incontro per le quattro classi di taglia.
Mean abundance (in %) and mean frequency of occurrence (in %) of the four size classes.

C. chromis, *C. julis*, *Serranus cabrilla*, *Diplodus annularis*, *Mullus surmuletus*, *Symphodus rostratus* e *Gobius geniporus*; le postlarve sono state individuate soltanto in 15 rilevamenti. L'analisi dei cluster (Fig. 2) distingue, al 100% di dissimilarità, tre gruppi: il primo include tutti i rilevamenti sul fondo dei catini caratterizzati da un substrato totalmente sabbioso; il secondo comprende i rilevamenti eseguiti su parete rocciosa, mentre il terzo aggrega quei rilevamenti eseguiti sempre in parete ma caratterizzati da un substrato misto composto sia da roccia che da *P. oceanica.* I tre gruppi vengono confermati anche dall'MDS che presenta un indice di stress praticamente nullo. Gli indici riportati in Tabella 1, mostrano valori elevati di diversità specifica e di equitabilità in quasi tutti i catini. I valori di H' e di J' (Tab. 2) dimostrano buona ricchezza specifica e diversità, ed un'equitabilità superiore allo 0,5 in quasi tutti i catini.

Tab. 2 – Indici univariati medi per "catino". Descrizione dei catini: Ø=diametro maggiore, h parete=altezza della parete, s=sabbia, r=roccia, *P.o=Posidonia oceanica*. nr=dato non rilevato.

Mean univariate ecological indices per station (catino). Descriptors of the stations: Ø =diameter, h parete=side's height ; s=sand, r=rock, *P.o=Posidonia oceanica*. nr= missing data.

Catino	Ø/h parete in m	prof. in m	tipo di substrato	parete	N° di specie	N° medio di individui	d	H'	J'
A	3 / 0,8	6	s r	nr	16	32.5	2.99	3.4	0.85
B	8 / nr	6-7	s	nr	17	147	2.22	2.61	0.64
C	20 / 1,5 - 2	5-7	s	r *P.o.*	19	33.3	3.56	2.88	0.68
D	15 / 1,5 - 3	7	s	r *P.o*	29	124	4.03	2.52	0.52
E	12 / 2,5 - 2	7	s r *P.o*	r *P.o*	23	63.8	3.67	2.54	0.56
F	26 / 4	11-4	s *P.o*	r	29	36.9	5.38	3.39	0.70
G	35 / 4	12-15	s	r	17	287	1.96	0.71	0.17

Discussione e conclusioni

Il popolamento studiato è costituito qualitativamente da Sparidi e Labridi, mentre la specie più abbondante è il Pomacentride *C. chromis*. Tutto ciò riflette la struttura tipica delle comunità ittiche del piano infralitorale superiore descritte in altre zone del Mediterraneo (Harmelin, 1987; Tunesi e Vacchi, 1993; Biagi *et al.*, 1996 a, 1996 b).

E' da notare però, che nel caso degli Sparidi (6 specie), la ricchezza specifica è minore rispetto ai valori degli altri Autori (8-11 specie). I tre gruppi risultati dall'analisi multivariata (Fig. 2) evidenziano una distribuzione differenziata delle postlarve all'interno dei catini; infatti alcune specie come *C. chromis* si ritrovano esclusivamente addossati a pareti rocciose, altre invece si insediano solamente su substrati sabbiosi come ad esempio *A. minuta* e *G. geniporus*. Parallelamente allo studio dei catini sono state condotte altre prospezioni subacquee, qui non analizzate, di altre zone delle Secche. L'immagine globale, sebbene preliminare, estrapolabile a tutta l'area delle Secche è quella di un popolamento ittico povero e poco diversificato. Al contrario focalizzando l'attenzione sui soli catini, l'immagine che otteniamo è quella di un popolamento assai ricco e diversificato, infatti i valori degli indici univariati (H', J' e d) sono paragonabili per grandezza con quelli ottenuti da altri Autori (Bell, 1983; Dufour *et al.*,1995) in aree non protette.

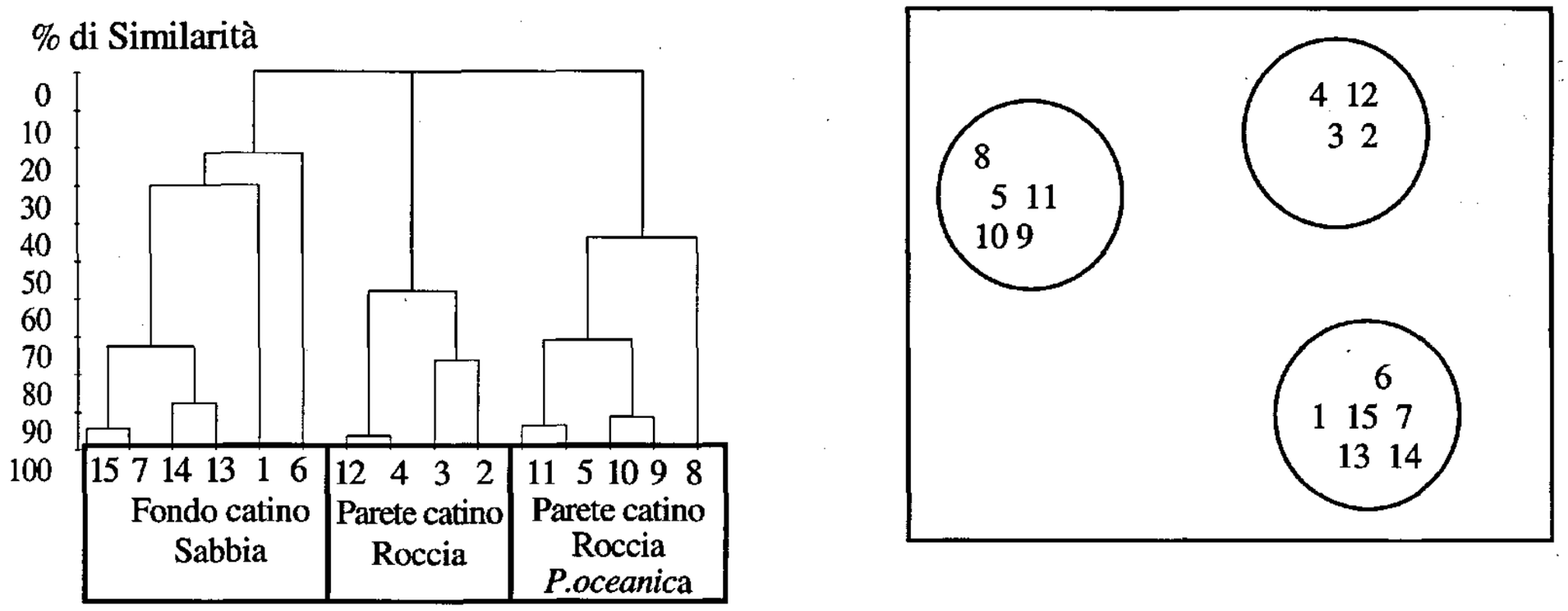


Fig. 2 - Abbondanza per rilevamento della classe di taglia postlarve. A sinistra: dendogramma di similarità tra i 15 rilevamenti che presentano postlarve e caratterizzazione dei tre gruppi.
A destra: analisi MDS, (Stress = 0,00).
Abundance per sample of the size class postlarva. Left: dendogram of similarities among the 15 samples with postlarva and characterization of the three groups.
Right: MDS analysis,(Stress= 0,00).

L'istituzione di aree di tutela si riflette sull'ittiofauna incrementando la ricchezza specifica e l'abbondanza di specie oggetto di pesca. Dato l'elevato interesse ecologico della zona, l'esiguità numerica e la bassa ricchezza specifica degli Sparidi, specie ad alto valore commerciale, riteniamo che sia opportuno avviare un progetto di monitoraggio del popolamento ittico al fine di ottenere informazioni utili per verificare il successo o meno dell'istituzione di un parco marino.

Bibliografia

BACCI G., BADINI G., LODI E., ROSSI L. (1969) – Biologia delle Secche della Meloria. 1. Prime ricerche e problemi di conservazione e di ripopolamento. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, **24** (1): 5-31.

BELL J.D. (1983) – Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea. *Jour. of Appl. Ecol.*, **20**: 357-369.

BIAGI F., GAMBACCINI S., ZAZZETTA M. (1996 a) - Insediamento e microhabitat di specie ittiche nella fascia costiera toscana. *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 195-203.

BIAGI F., GAMBACCINI S., ZAZZETTA M. (1996 b) – Popolamento ittico di un'area protetta all'Isola d'Elba. *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 466-468.

BOHNSACK J.A., BANNEROT S.P. (1986) - A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA, USA Tech. Rep.*, **41**: 15 pp.

DUFOUR V., JOUVENEL J.Y., GALZIN R. (1995) – Study of a mediterranean reef fish assemblage. Comparison of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquat. Living Resour.*, **8**: 17-25.

HARMELIN J.G. (1987) - Structure and variability of the ichtyofauna in a Mediterranean Protected Rocky Area (National Park of Port-Cros, France). *P.S.Z.N.I.: Mar. Ecol.*, **8** (3): 263-284.

TUNESI L., VACCHI M. (1993) - Indagini visuali in immersione nell'area marina di Portofino: applicazione di un metodo per lo studio dei popolamenti ittici. *Biol. Mar. Suppl. al Notiziario S.I.B.M.*, **1**: 355-360.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 618-619

L. Dalla Venezia, G. Galindo Reyes*, C. Villagrana Lizarraga*

Istituto di Biologia del Mare, CNR, Riva Sette Martiri, 1364 - 30122 - Venezia, Italia.
* Escuela de Ciencias del Mar, UAS, Mazatlàn, Messico.

CONSUMO DI OSSIGENO IN *PENAEUS JAPONICUS* E *P. VANNAMEI* ESPOSTI A pp'DDT: VARIABILITÀ INDIVIDUALE

OXYGEN CONSUMPTION IN *PENAEUS JAPONICUS* E *P. VANNAMEI* EXPOSED TO pp'DDT: INDIVIDUAL VARIABILITY

Abstract

Two species of crustacea decapoda Penaeus japonicus *and* P. vannamei *have been tested as regards the oxygen consumption in control and polluted (2µg/l pp'DDT) conditions. Each couple of measurements was carried out in a single individual, and repeated in different individuals. This because of the large individual variability, which could mask the difference between controls and treated organisms. In both species oxygen consumption resulted significantly lower in DDT-contaminated than in clean sea water.*

Key-words: Respiration, pollution, DDT, crustacea, *Penaeus*.

Introduzione

Prove di laboratorio sono state condotte in esemplari giovanili di *Penaeus japonicus* (allevamenti dell' ESAV di Pellestrina, Venezia) ed in esemplari adulti di *P. vannamei* (Estero de la Escopama, Sinaloa, Messico), per misurare il consumo di ossigeno in condizioni di inquinamento da pp'DDT. Alcune prove preliminari, aventi lo scopo di determinare la tossicità dell'inquinante scelto, hanno mostrato per entrambe le specie una 48h-LC50=ca. 3 µg/l, suggerendo come massima concentrazione subletale per prove fisiologiche quella di 2 µg/l.

Materiali e metodi

E' stata usata una soluzione madre di pp'DDT in acetone (1g/l) nelle seguenti condizioni sperimentali: PSU=33 e t=21°C per *P. japonicus;* PSU=20 e t=26°C per *P. vannamei*. Il consumo di ossigeno di ogni singolo individuo è stato misurato (secondo il metodo già usato da Dalla Venezia e Fossato, 1986) per mezzo di un elettrodo polarografico Orion inserito in una beuta di circa 2,5 l, contenente acqua di mare satura di ossigeno, e l'esemplare da esaminare. Siccome l'ampia variabilità individuale può mascherare la differenza nel consumo di ossigeno in trattamenti diversi, questo parametro è stato misurato nello stesso individuo, prima in acqua pulita, poi nella soluzione di pp'DDT, o viceversa. Tra una misurazione e l'altra si lasciavano passare almeno quattro ore, per riportare lentamente l'individuo a condizioni di saturazione d'ossigeno.

Risultati

In *P. japonicus* di peso 2,43±0,26 g il consumo di ossigeno è risultato di 0,255 ±0,053 mg/g (peso umido) /h in 2 µg/l di pp'DDT e di 0,316±0,082 mg/g (p.u.) /h nel controllo (tabella 1.a). In *P. vannamei* di peso 15,25±5,27 g i valori sono

0,492±0,155 mg/g (p.u.) /h in 2 µg/l di pp'DDT e 0,605±0,168 mg/g (p.u.) /h nel controllo (tabella 1.b).

Tab. 1 - Consumo di ossigeno (mg/g (p.u.) /h) in due specie di crostacei peneidi, misurato con elettrodo polarografico Orion.
Oxygen consumption (mg/g (p.u.) /h) in two species of penaeid crustaceans, measured by Orion polarographic probe.

a *Penaeus japonicus* 33PSU e t=20°C			b *Penaeus vannamei* 20PSU e t=26°C		
n	controllo	DDT (2µg/l)	n	controllo	DDT (2µg/l)
1	0,391	0,304	1	0,955	0,868
2	0,239	0,199	2	0,647	0,477
3	0,251	0,220	3	0,699	0,611
4	0,384	0,296	4	0,374	0,368
			5	0,652	0,566
m	0,316	0,255	6	0,728	0,437
s	0,082	0,053	7	0,576	0,467
			8	0,558	0,523
			9	0,513	0,308
			10	0,359	0,299
			11	0,732	0,575
			12	0,472	0,411
			m	0,605	0,492
			s	0,168	0,155

In *P. vannamei* la variabilità risulta molto elevata anche se si considerano separatamente le varie classi di grandezza, come avviene anche in *P. japonicus* con individui di taglia molto più omogenea.

Conclusioni

I risultati indicano quindi che sia in *Penaeus japonicus* che in *P. vannamei* la variabilità individuale è così ampia che sarebbe difficile mettere in evidenza l'effetto dell'inquinante confrontando il consumo di ossigeno in individui diversi. Avendo invece effettuato ciascuna coppia di misure di consumo di O_2 (in acqua pulita e 2µg/l pp'DDT) in uno stesso individuo, è lecito applicare il *"paired-t test"* (Sokal & Rohlf, 1969), ed ottenere per *Penaeus japonicus* t=4,1 che per 3gdl dà P<0,05 e per P. *vannamei* t=4,9 che per 11 gdl dà P<0,001. Quindi per entrambe le specie il consumo di O_2 è significativamente più basso in DDT che nel controllo.

Bibliografia

DALLA VENEZIA L., FOSSATO V.U. (1986) - Effects of PCBs on *Leander adspersus*: toxicity, bioaccumulation, oxygen consumption, osmo-regulation. *FAO Fisheries Report*, **334** *Supplement*: 39-49.

SOKAL R.B., ROHLF F.J. (1969) - *Biometry*. W.H.Freeman & Company.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 620-626

A. Fiocca, P. Sammarco, A. Sambati

Dipartimento di Biologia, Università di Lecce, Via Prov.le Lecce Monteroni - 73100 Lecce, Italia.

MONITORAGGIO DELLE CONDIZIONI AMBIENTALI DELLE COSTE ADRIATICHE DEL SALENTO, 1995-1997. PARAMETRI CHIMICO-FISICI E SALI NUTRITIVI

MONITORING OF THE ENVIRONMENTAL CONDITIONS OF THE ADRIATIC COAST OF SALENTO, 1995-1997. PHYSICAL-CHEMICAL PARAMETERS AND NUTRIENT SALTS

Abstract

An extensive programme of researches and studies on the Adriatic Sea has been carried out since 1995 (Programme of Researches and Tests of the Adriatic Sea PRISMA I and PRISMA II).

The whole programme has been funded by CNR and MURST. Some of the funds have been used to monitor the Adriatic Coast from Trieste to S.Maria di Leuca. The Laboratory of Marine Biology at the University of Lecce and the Marine Biology Laboratory of the District of Bari monitored the Apulian coast waters

We report here the results obtained after two-year researches (April 1995 March 1997) carried out by the University of Lecce on four coastal areas of Salento (S.M. di Leuca, Otranto, S.Cataldo e Brindisi).

The thermic and saline features are typical of the South Adriatic Coast. We observed the maximum summer temperature in July (1996) of 26,9 °C and the winter minimum in February of about 10 °C.

Salinity varies from 38,9 in April (1996) to 36,6 in February (1996).

These values are widely influenced by the hydrodynamic system, by the water exchange throughout the Canale d'Otranto and along the coastal areas, by waters coming from the Central Basin of the Adriatic and flowing out South. The concentration of nutrient salts is usually low: the $P\text{-}PO_4$ average values are lower than 0,1 µM, the $N\text{-}NO_2$ values vary from 0,01 to 0,7 µM, the $Si(OH)_4$ values vary from 1 to 5 µM . The concentration of $N\text{-}NO_3$ varies in relation to the time of the year, the different stations and the deepness; it reaches a minimum of 0,14 and a maximum of 6-7 µM.

In conclusion, except for the presence of this $N\text{-}NO_3$, whose values appear quite high if compared with the values found in the superficial layer of the Mediterranean Sea, the overall shortage of nutrient substances, and over all of $P\text{-}PO_4$, the high deepness and the dynamism show that the sea along the coast of Salento doesn't run the risk of eutrophication of the waters, that on the contrary have been noticed along the Northern Adriatic coast, furthermore these show the potential role of limitation played by P.

Key-words: Coast of Salento, Eutrophication, Physico-chemical parameters, nutrient salts.

Introduzione

Dal 1995 è stato attivato, con finanziamenti C.N.R. e M.U.R.S.T., un vasto programma per lo studio del Mar Adriatico (**P**rogramma di **RI**cerca e **S**perimentazione per il **M**ar **A**driatico I e II) e una parte delle risorse (nell'ambito di PRISMA I) è stata indirizzata al monitoraggio della fascia costiera dal Golfo di Trieste a S. Maria di Leuca interessando tutte le Regioni del versante italiano. La Regione Puglia ha affidato l'esecuzione del programma al Laboratorio di Biologia Marina di Bari e al Laboratorio di Biologia Marina del Dipartimento di Biologia dell'Università degli Studi di Lecce.

In questa sede si riferiscono i risultati dei due anni di studio, dall'Aprile 1995 a Marzo 1997, relativamente ai parametri chimico-fisici e alla concentrazione dei sali nutritivi della fascia costiera adriatica salentina, ottenuti dal Laboratorio di Biologia Marina dell'Università di Lecce.

Materiali e metodi

Campionamenti

Il programma di monitoraggio è stato finalizzato alla caratterizzazione delle acque costiere, entro una fascia di 10 km di ampiezza in quattro transetti perpendicolari alla linea di costa (Fig.1), formati ciascuno da quattro stazioni situate a distanza dalla costa rispettivamente di 0,5 (staz.1), 3 (staz.2), 6 (staz. 3) e 10 km (staz. 4), distribuiti tra Brindisi e S. Maria di Leuca alle quote standard di 0, 5, 10 e 50 m (ove consentito dalla batimetria).

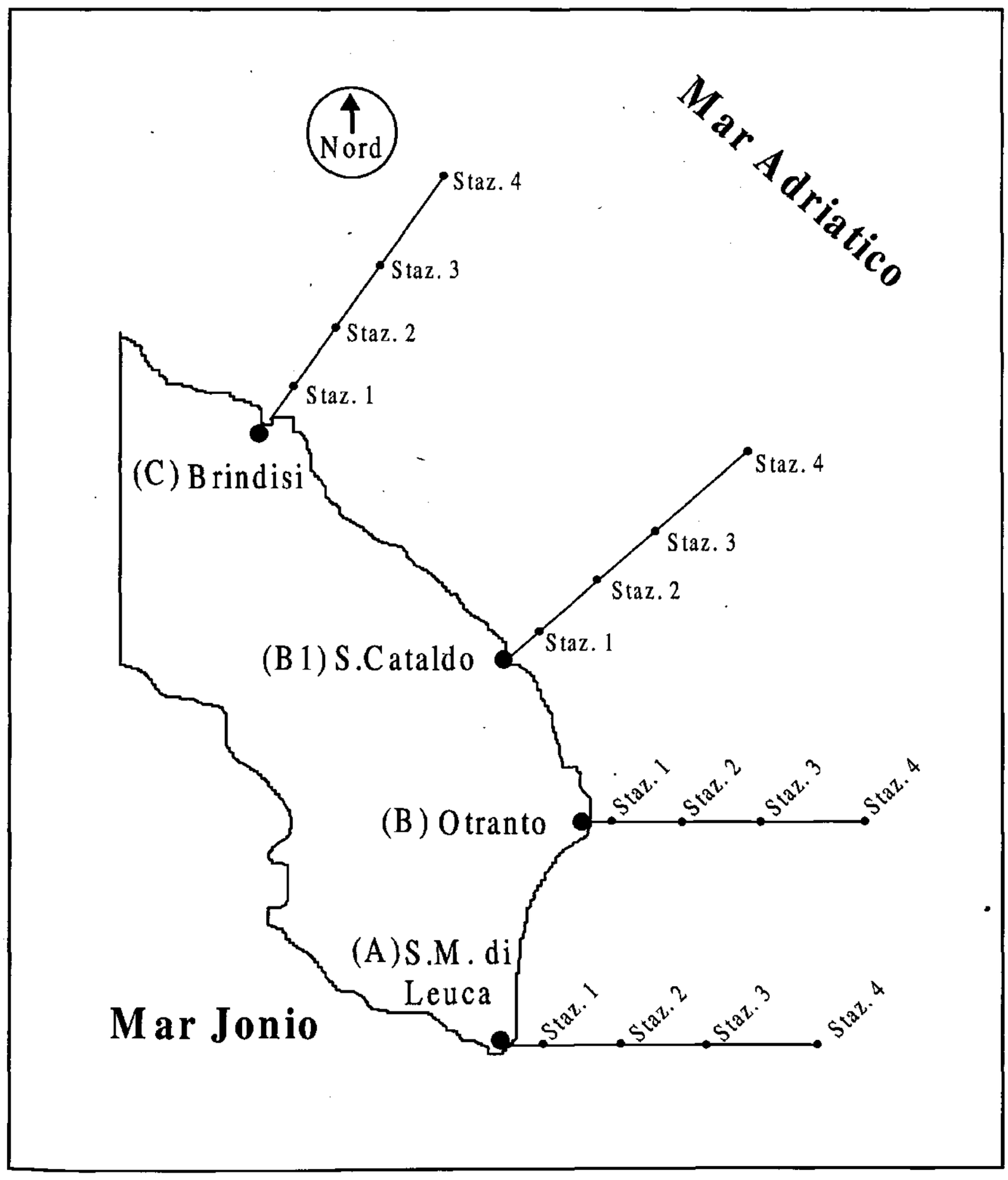


Fig. 1 - Localizzazione dei transetti e relative stazioni di campionamento.
Location of transects and sampling stations.

Il mezzo nautico era provvisto di sistema GPS e LORAN, di ecoscandaglio e di sonda multiparametrica

(Ocean 7LS 501) per il rilevamento continuo di temperatura, conducibilità, salinità, ossigeno disciolto e pH.

I campioni d'acqua alle quote sono stati prelevati con bottiglia Niskin munita di termometro elettronico (SIS). Tutti i campioni, sono stati trasportati in laboratorio in condizioni refrigerate nell'arco di poche ore e qui filtrati e conservati a -20°C fino al momento delle analisi. L'ossigeno disciolto è stato fissato a bordo mediante l'aggiunta di reattivi di Winkler.

Nel corso dei prelievi, sono stati rilevati i parametri meteorologici, le condizioni del mare e la trasparenza con il disco Secchi.

Analisi

Le metodiche utilizzate per l'analisi dei campioni d'acqua sono state comuni a tutti i laboratori partecipanti al programma secondo un protocollo analitico unico e sono state verificate mediante periodiche intercalibrazioni coordinate dall'ENEA.

I parametri T, S, O_2 e pH, rilevati mediante sonde multiparametriche, sono stati confrontati con misure *in situ* (termometri elettronici) e di laboratorio (Salinometro Guildline Autosal 8400 B, metodo di Winkler e pHmetro).

Le analisi chimiche dei nutrienti sono state effettuate per via spettrofotometrica (Perkin-Elmer 330) secondo il protocollo di laboratorio ENEA già citato.

Risultati

Condizioni termo-aline

La circolazione generale presente nel basso Adriatico influisce notevolmente sulla distribuzione dei parametri chimico-fisici. In particolare, sono gli scambi delle grandi masse d'acqua attraverso il canale d'Otranto a determinare le caratteristiche trofiche e termo-aline della fascia costiera salentina. Il flusso in uscita verso lo Ionio è costituito da Acque Adriatiche Superficiali (A.S.W.) sovrapposte ad Acque Adriatiche Profonde (A.D.W.) presenti lungo le coste occidentali italiane e da Acque Ioniche Superficiali (I.S.W.) e Acque Levantine Intermedie (L.I.W), ingredienti nel bacino principalmente lungo le coste orientali della Grecia e dell'Albania (Zore Armanda, 1969; Lavenia *et. al.,* 1983; Orlic *et al.,* 1992).

In Fig. 2 è riportata l'onda termica della media dei valori dei transetti di S. Maria di Leuca e Otranto che hanno presentato andamenti molto simili; in Fig.4 e 6 rispettivamente, quella dei transetti di S. Cataldo e Brindisi non completamente sovrapponibili.

Nei due anni di osservazioni si è constatato come si verifichi puntualmente nei mesi invernali (gennaio, febbraio) sia del 1996 che del 1997, una inversione termica causata verosimilmente dalla presenza in superficie di A.S.W. più fredde soprattutto nei transetti più settentrionali di Brindisi e S.Cataldo.

Nello stesso periodo, nei transetti meridionali di Otranto e S.Maria di Leuca, si può notare sempre una inversione termica, ma con valori più alti di temperatura (13,8 °C). E' probabile che tale inversione alle stazioni del largo (6 e 10 Km) derivi dalla ingressione di L.I.W. fin in prossimità della costa meridionale salentina come già osservato da Fiocca *et al.,* 1998.

Il riscaldamento estivo inizia nel mese di maggio con temperature che superano i 16 °C, raggiunge il massimo in agosto (26,8 °C) quando si osserva anche il massimo di escursione termica tra la superficie e i 50 m di profondità (13,2 °C)

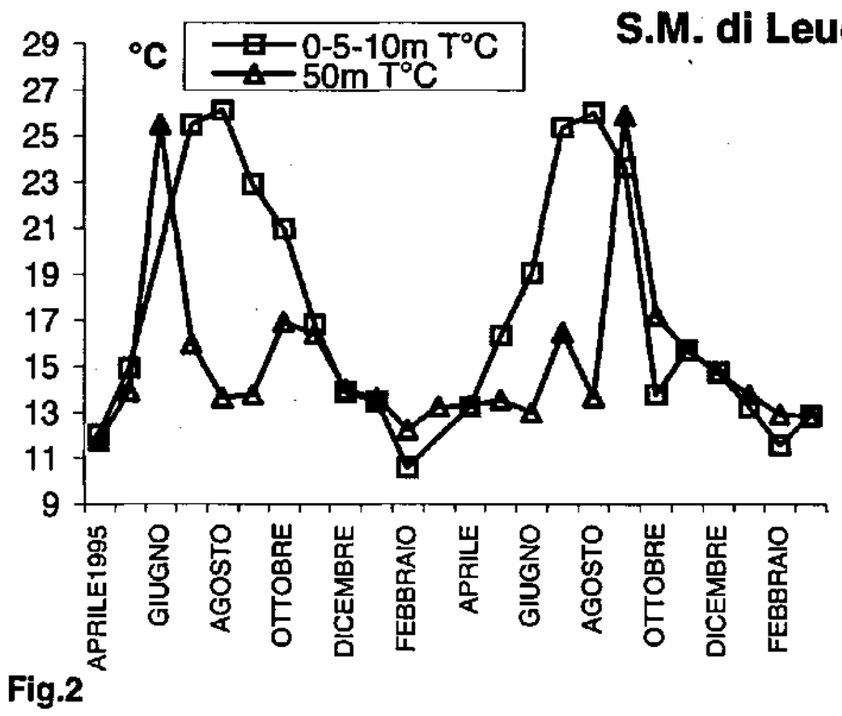


Fig.2

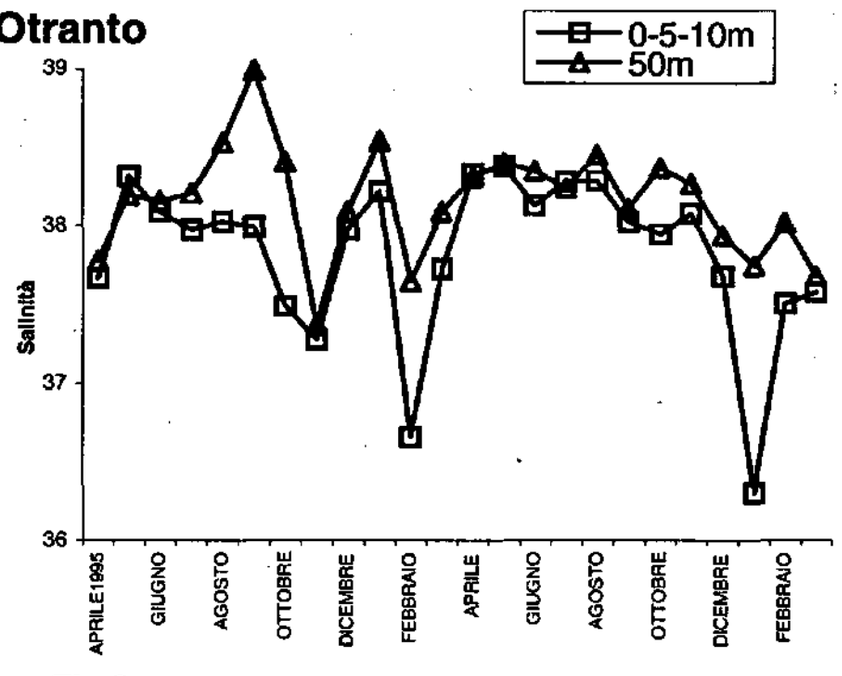


Fig.3

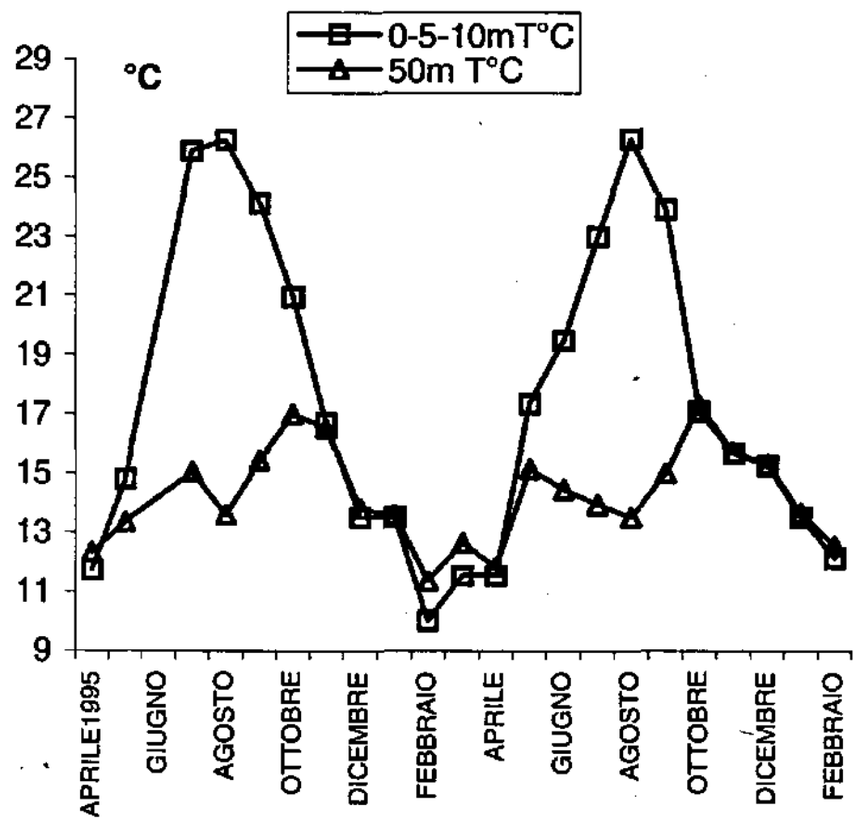


Fig.4

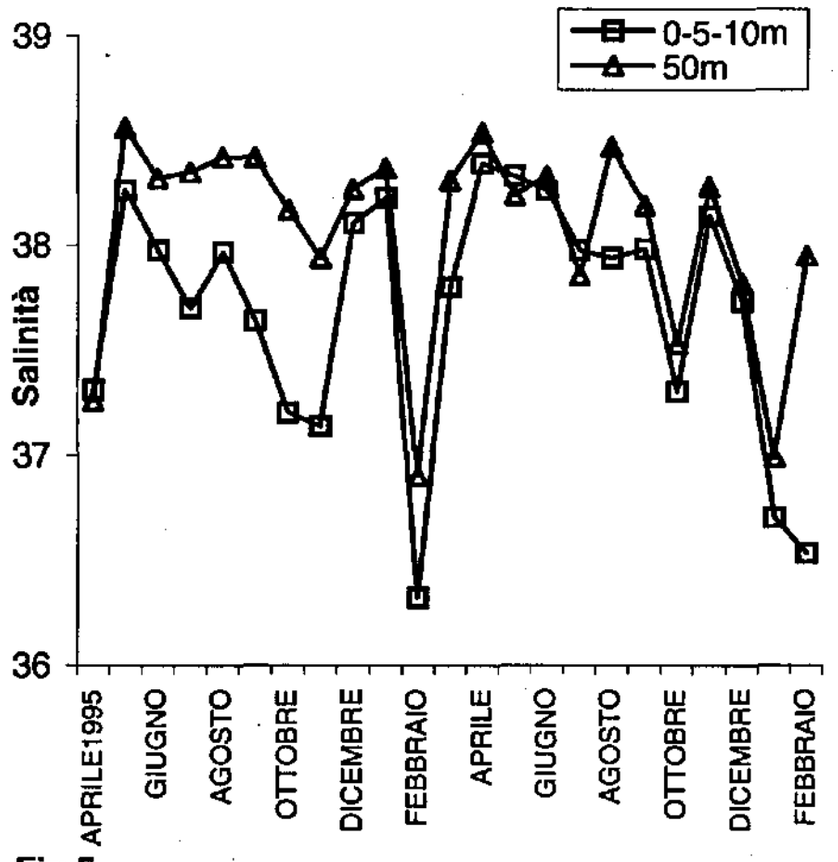


Fig.5

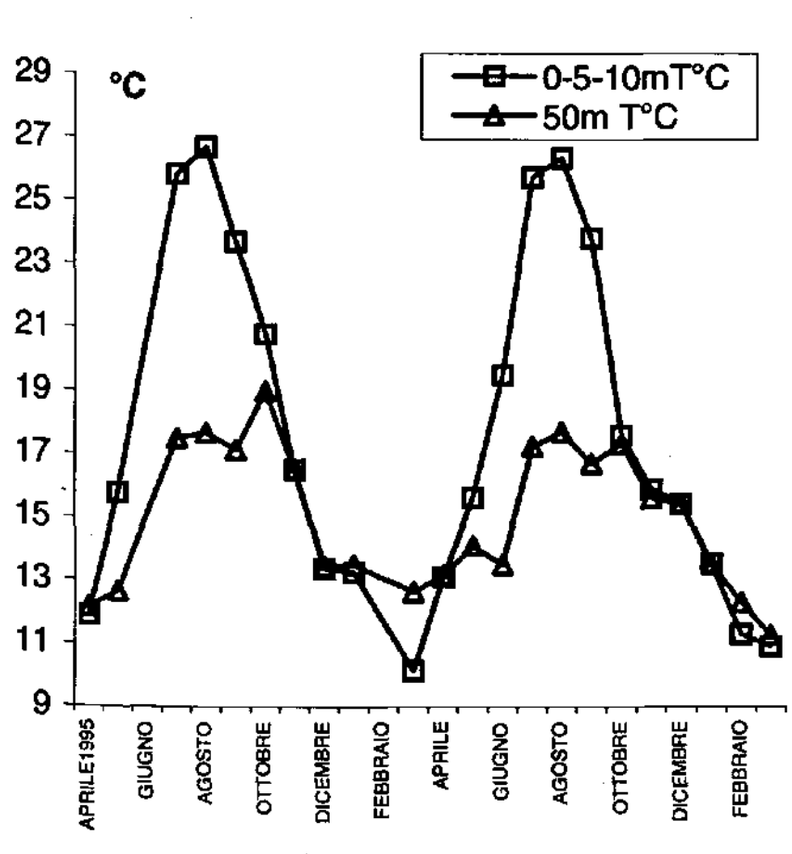


Fig.6

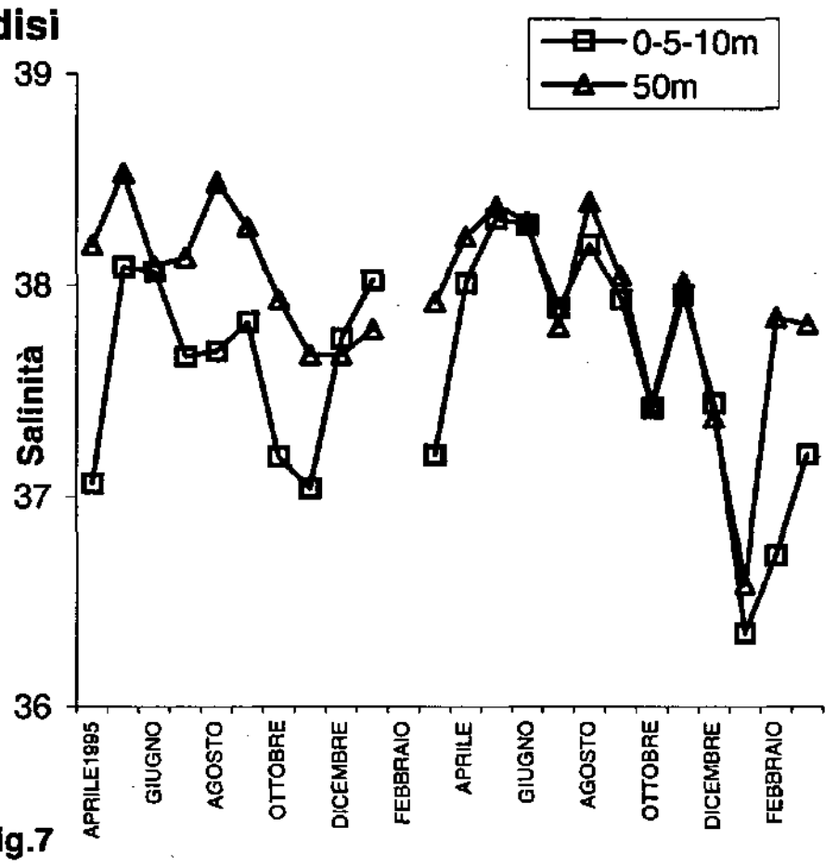


Fig.7

Figg. 2-7 - Andamento della temperatura e della salinità (medie) da aprile 1995 a marzo 1997.
Time course of temperature and salinity (averages) from April 1995 to March 1997.

originando un termoclino molto marcato che termina a novembre con condizioni di temperatura (16-17 °C) simili lungo tutta la colonna d'acqua. I minimi stagionali si raggiungono tra febbraio e marzo nello strato compreso tra 0 e 10 m con temperature oscillanti tra 9,7 e 11 °C. Anche la salinità (Figg. 3,5, e 7) raggiunge i suoi minimi in inverno con valori superficiali compresi tra 36,9 e 37,7 caratteristici delle acque superficiali adriatiche (A.S.W.), mentre in profondità generalmente supera i 38.0 con punte di 38.8, in corrispondenza dell'intrusione delle L.I.W.

Distribuzione e concentrazione dei nutrienti

Come per le condizioni termo-aline, anche la distribuzione e concentrazione di N e P lungo le coste del Salento sembra dipendere dalla circolazione globale del Bacino Adriatico. Nel periodo invernale, quando è prevalente la corrente superficiale adriatica (A.S.W.) che procede verso Sud lambendo le regioni italiane si osservano valori elevati dei nutrienti dell'azoto e silicio. In particolare, i nitrati spesso raggiungono valori tra 4 e 5 μM che rappresentano i massimi riscontrati nei due anni di osservazione. Altri picchi di più modesta entità sono presenti in tutti e quattro i transetti sia nel mese di settembre e di ottobre (circa 2 μM) sia nell'inverno 1997. Nel periodo primavera-estate inoltrata la concentrazione di nitrati si mantiene mediamente intorno a 1 μM. Questa distribuzione interessa tutta la colonna d'acqua senza evidenti differenze di concentrazione tra la superficie (0,5 e 10 m) e la profondità massima di 50 m.

Andamento analogo si osserva per i nitriti che, nel corso dei due anni di studio, hanno mostrato un aumento significativo solo nel periodo invernale con massimi in gennaio-febbraio (concentrazione media intorno a 0,9 μM). Nelle altre stagioni di transizione, la concentrazione è diminuita intorno a 0,2 μM mentre nel periodo estivo (giugno luglio) i nitriti hanno raggiunto i valori più bassi oscillando tra 0,01 e 0,15 μM. Anche per questo parametro non si sono osservate differenze significative nella distribuzione tra superficie e profondità. Da notare che, nei mesi estivi, nel transetto di S.Cataldo si sono misurate concentrazioni di nitriti e nitrati leggermente superiori rispetto agli altri tre transetti. Tale incremento di concentrazione è da imputare, probabilmente, al forte intensificarsi dell'attività turistica su questo tratto di costa, in estate, quando aumenta notevolmente la portata degli sversamenti abusivi in mare.

Infine il fosforo, come ortofosfato, ha rappresentato l'elemento in assoluto meno abbondante fra i nutrienti studiati e si è mantenuto su valori sempre estremamente bassi, oscillando, per tutto il periodo preso in esame fra 0,01 e 0,1 μM.

Le concentrazioni massime di $Si(OH)_4$ sono state misurate sempre nel periodo invernale, in corrispondenza al maggiore afflusso di acque dolci, con valori compresi fra 5 e 7 μM . Negli altri periodi dell'anno la concentrazione è risultata mediamente di 3 μM, più elevata in profondità rispetto alla superficie, ma con un andamento molto simile durante tutto il periodo di osservazione (Figg.11-13).

Conclusioni

Le caratteristiche termiche e aline appaiono quelle tipiche della fascia costiera del Basso Adriatico con massimi estivi a luglio (1996) di 26,9 °C e minimi invernali intorno a 10 °C a febbraio (1996). La salinità, compresa in un campo

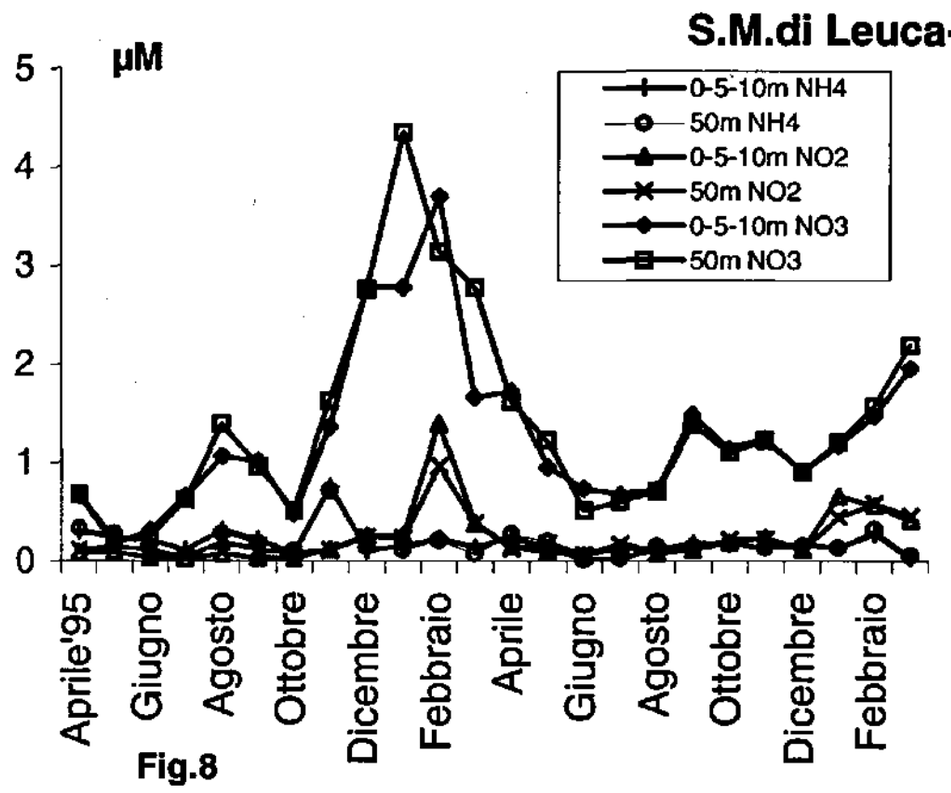


Fig.8

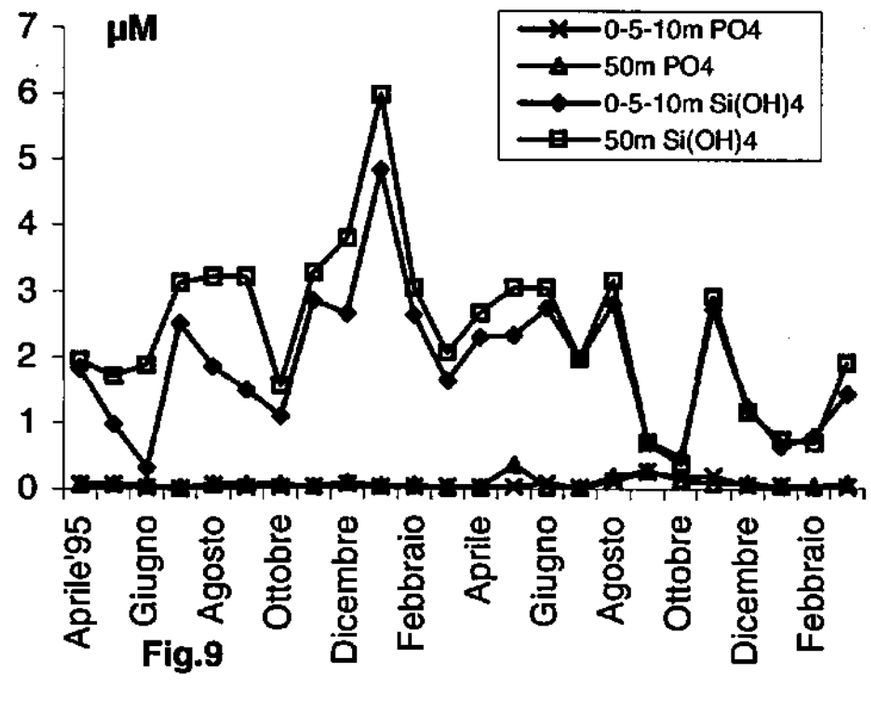


Fig.9

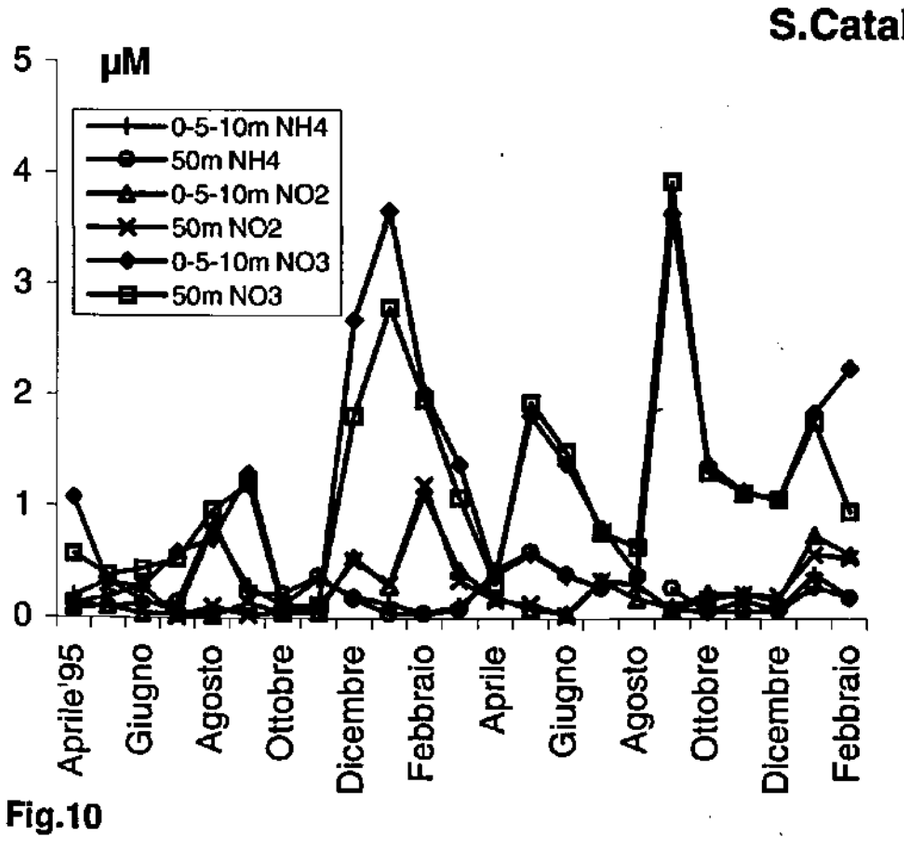


Fig.10

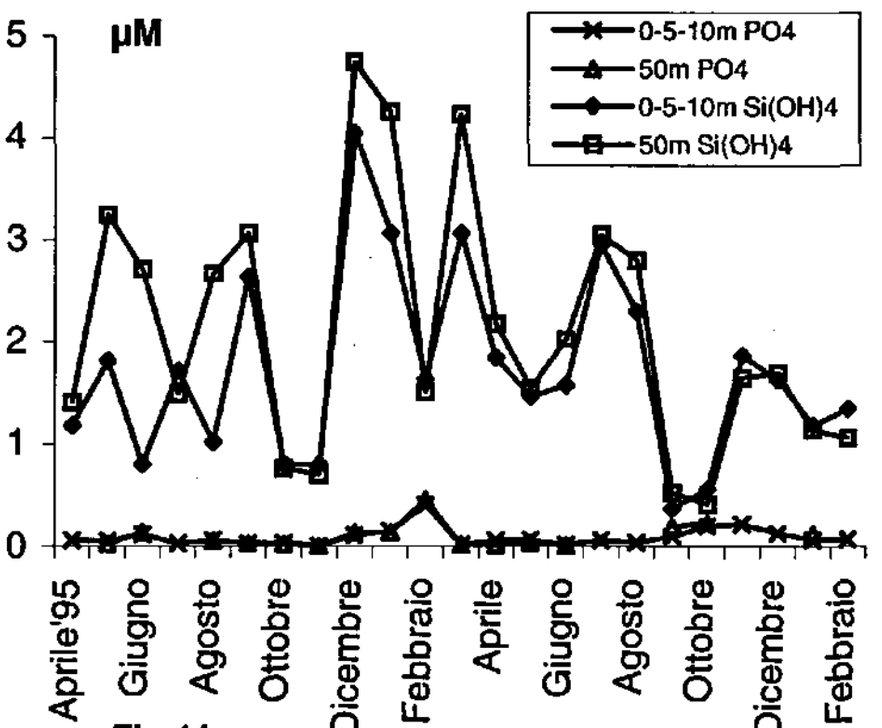


Fig.11

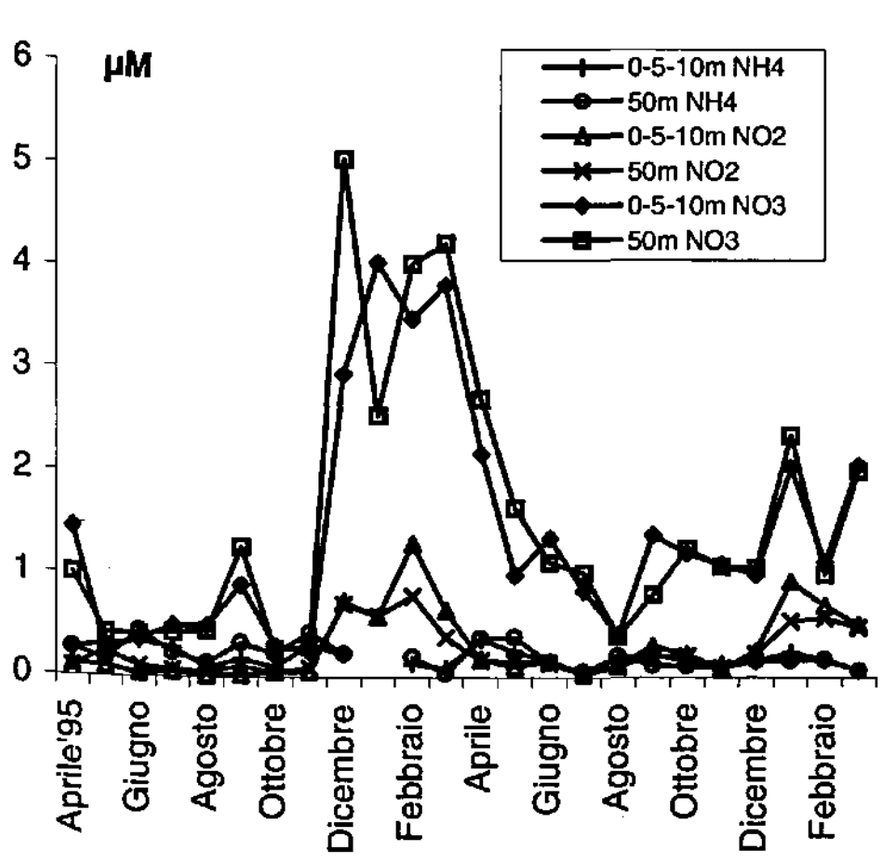


Fig.12

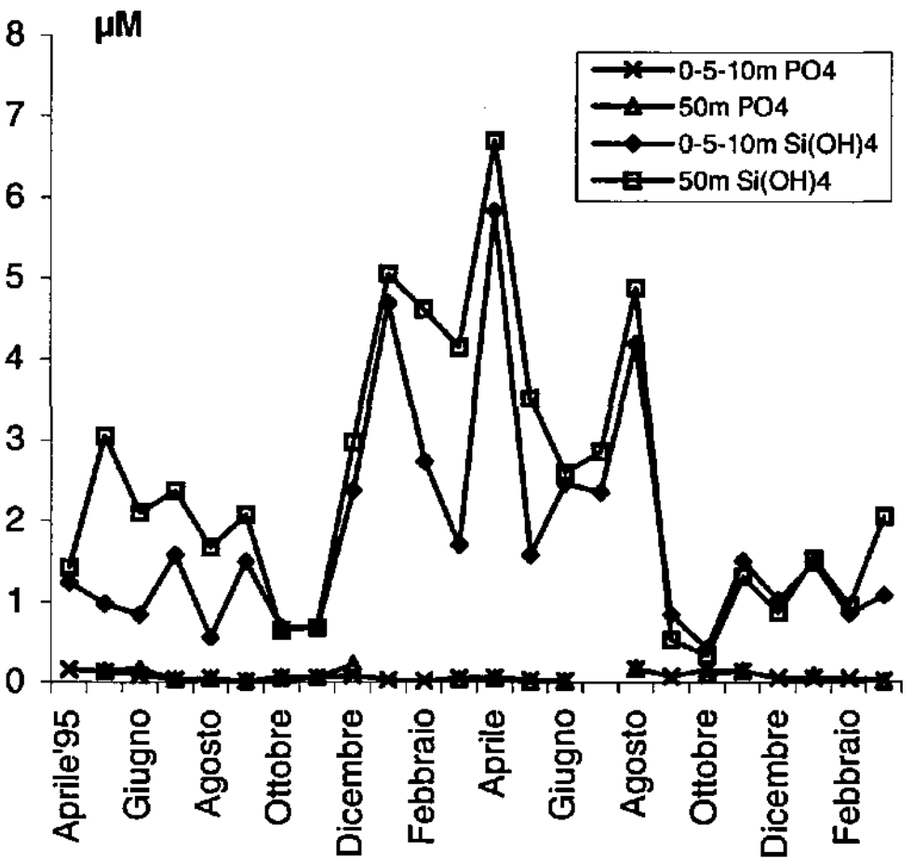


Fig.13

Figg. 8-13 - Andamento dei sali nutritivi (medie) da aprile 1995 a marzo 1997.
Time course of nutrient salts (averages) from April 1995 to March 1997.

di variazione di 38,9 ad aprile del 1996 e di 36,6 a febbraio dello stesso anno, risulta fortemente dipendente dal regime idrodinamico, dallo scambio delle masse d'acqua attraverso il Canale d'Otranto e dalla presenza, nella zona strettamente costiera, di acque provenienti dal Bacino Centrale Adriatico defluenti verso Sud. La concentrazione dei nutrienti è risultata generalmente modesta con valori di P-PO_4 mediamente minori di 0,1 µM, di N-NO_2 mediamente compresi fra 0,01 e 0,7 µM e Si $(OH)_4$ fra 1 e 5 µM. Molto variabile, in rapporto al periodo e alle singole stazioni e profondità, è risultata la concentrazione di N-NO_3 con minimi di 0,14 e massimi di 6-7 µM. A parte i valori di questa ultima forma di N, relativamente elevati se confrontati con quelli delle acque superficiali del Mediterraneo, la generale scarsità di nutrienti, e particolarmente di P-PO_4, l'elevata profondità ed il forte idrodinamismo, confermano per le coste pugliesi del Salento il basso livello di rischio per i fenomeni di eutrofizzazione segnalati nella fascia costiera settentrionale adriatica, e il potenziale ruolo limitante del P.

Bibliografia

FIOCCA A., SAMBATI A., SAMMARCO P., MARRA P., MAGAZZÙ G. (1996) - Monitoraggio delle condizioni ambientali delle coste adriatiche del Salento 1995-1996. Parametri chimico-fisici e sali nutritivi. *Atti del II congresso Nazionale di Chimica Ambientale.* Rimini 18-20 Settembre 1996.

GACIC M., KOVACEVIC V., MANCA B., PAPAGEORGIOU E., POULAIN P.M., SCARAZZATO P., VETRANO A. (1996) - Thermohaline properties and circulation in the Otranto Strait. *Bull.de l'Inst. océanographique, Monaco CIESM Science Series*, **2,** 17: 117-145.

LAVENIA A., MOSETTI F., BREGANT D. (1983). Some results and remarks on the Ionian Sea hydrology. *Boll. Oceanol. Teor. Appl.,* **1:** 19-48.

ORLIC M., GACIC M., LA VIOLETTE P. (1992) - The currents and circulation of the Adriatic Sea. *Oceanol. Act,* **15,** 2: 109-124.

ZORE-ARMANDA M. (1969) - Water exchange between the Adriatic and the Eastern Mediterranean. *Deep-Sea Res.,* **16:** 171-178.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 627-630

A. GIORDANO, G. RUSSO*, C. VIOLANI**, B. ZAVA*

WWF-Italia. Direzione della R. N. O. "Saline di Trapani e Paceco", Via G. Garibaldi, 138, Contrada Nubia - 91027 Paceco (TP), Italia.
*Wilderness, Studi ambientali, Via Cruillas, 27 - 90146 Palermo, Italia.
**Dipartimento di Biologia Animale dell'Università, Piazza Botta, 9 - 27100 Pavia, Italia.

CHECK-LIST DELLA FAUNA DELLA RISERVA NATURALE ORIENTATA "SALINE DI TRAPANI E PACECO". I. VERTEBRATI DI INTERESSE COMUNITARIO

CHECK-LIST OF THE FAUNA OF THE NATURAL RESERVE "SALTWORKS OF TRAPANI AND PACECO". I. VERTEBRATES INCLUDED IN THE EEC LIST

Abstract

The vertebrate fauna of the Natural Reserve "Saltworks of Trapani and Paceco" has been censused, in order to provide a list of its species; these include 13 mammals (among which 3 bats), 172 birds, 7 reptiles, 4 amphibians and 13 fishes. In this contribution the authors report only the vertebrate taxa included in the 92/43EEC Directive on the conservation of natural habitats and wild fauna and flora.

Key-words: Check-list, vertebrata, Natural Reserve, Saltworks, Trapani.

Introduzione

Tra gli ecosistemi caratterizzati da un elevato grado di biodiversità vanno senz'altro considerate le zone umide costiere. Si tratta infatti di aree in cui la rapida successione di habitat diversi facilita la coesistenza di numerose specie. La Riserva Naturale Orientata "Saline di Trapani e Paceco" istituita l'11 Maggio 1995 è stata affidata al WWF-Italia. L'area, interessata da depositi calcarenitici del Quaternario, è compresa in due fogli della Carta I. G. M. 1:25000 248 III SO "Trapani" e 257 IV NO "Paceco"; la Riserva ha un estensione totale di 986 ha suddivise in due zone: zona A 707 ha, zona B 279 ha. Indagini preliminari sulla flora e sulla vegetazione condotte durante il 1996 (Pasta *et al.*, in prep.) hanno permesso di identificare nell'area protetta 10 differenti tipi di vegetazione: 1) Vegetazione a frutici succulenti dei suoli salati riconducibili all'ordine *Sarcocornietalia fruticosae* Br.-Bl. 1933 em. Bolòs 1967 (*Sarcocornietea fruticosae* Br.-Bl. & R. Tx. 1943 em. Bolòs 1967). 2) Vegetazione erbacea dei suoli salati ovvero un mosaico di cenosi erbacee, ascrivibili agli ordini *Sarcocornietalia fruticosae* Br.-Bl. 1933 em. Bolòs 1967 e *Juncetalia maritimi* Br. Bl. 1931 (*Juncetea maritimi* Br.-Bl. 1952). 3) Giuncheti a *Juncus subulatus* Forsskal. 4) Vegetazione effimera estiva degli argini (*Salicornietalia europaeae* Pign. 1953 em. R. Tx. 1974 (*Thero-Salicornietea* Pign. 1953 em. R. Tx. 1974) e Vegetazione sommersa appartenente alle classi *Ruppietea* J. Tx. 1960, *Zostеretea marinae* Pign. 1953 e *Charetea* Fukarek. 5) Vegetazione dei litorali sabbiosi. con presenza di specie guida degli ordini *Euphorbietalia peplis* R. Tx. 1950 e *Ammophiletea australis* Br.-Bl. (1931). 6) Vegetazione ad elofite legata agli ambienti umidi inondati per tutta o buona parte dell'anno riconducibili agli ordini *Phragmitetalia*

e *Nasturtio-Glyceritalia* Pignatti 1953. 7) Praterie steppiche dominate da *Lygeum spartum* L.. 8) Vegetazione ruderale degli incolti e dei pascoli. 9) Coltivi erbacei. 10) Coltivazioni legnose. In questa nota vengono prese in considerazione le specie animali vertebrate, elencate negli Allegati II e IV della Direttiva Habitat e I della Direttiva 79/409 "concernente la conservazione degli uccelli selvatici nei paesi membri" con i suoi aggiornamenti. Lo scopo della Direttiva 92/43/CEE "Conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e fauna selvatiche" è quello di contribuire alla salvaguardia della biodiversità negli Stati membri, mediante la conservazione degli habitat e delle specie di interesse comunitario, individuando ed attuando forme di gestione ambientalmente e socialmente sostenibili.

Metodiche di censimento

L'ente gestore nel 1996 ha iniziato a svolgere le indagini faunistiche necessarie a compilare la prima check-list dei vertebrati presenti nell'area. Le informazioni sui vertebrati presenti nell'area erano infatti limitate alla check-list sull'ornitofauna siciliana di Iapichino e Massa (1989) e alla scheda, a dir vero assai carente, pubblicata dal Ministero dell'Ambiente (1992).

Il rilevamento dell'erpetofauna é stato effettuato mediante censimenti visivi; quello della teriofauna mediante la ricerca di tracce e avanzi di pasto. Per il censimento della chirotterofauna sono stati effettuati rilevamenti stagionali con l'ausilio di un detector ultrasonico secondo la metodica proposta da Violani e Zava (1989).

Le osservazioni sull'ornitofauna, effettuate ogni giorno dal personale della Riserva durante il 1996, hanno permesso di confermare la presenza di numerose specie precedentemente rilevate e di ampliarne le conoscenze. L'ittiofauna presente nei canali e nelle vasche di fredda della Riserva é stata censita mediante catture con cadenza stagionale effettuate con l'ausilio di una sciabica e di un tramaglio.

Risultati

Fra i 13 taxa di mammiferi finora censiti nel territorio della Riserva è presente *Myotis capaccinii* (Allegato II) entità mediterraneo-turanica vulnerabile in tutto il territorio europeo e probabilmente in pericolo di estinzione; *Pipistrellus pipistrellus* e *Pipistrellus kuhli* (Allegato IV) (Zava *et al.*, 1997).

L'avifauna finora osservata nell'area annovera 172 specie. In tabella I vengono elencate esclusivamente le specie presenti in Allegato I. Di notevole interesse risulta la nidificazione in zona A di *Himantopus himantopus*, *Recurvirostra avosetta* e *Sterna albifrons*.

L'erpetofauna osservata, costituita da 4 anfibi e 7 rettili, annovera due anfibi in Allegato IV, *Discoglossus pictus* e *Bufo viridis*, oltre a *Hyla intermedia*, specie recentemente distinta da *Hyla arborea* che risulta presente in Allegato IV; i tre rettili, *Lacerta viridis*, *Podarcis sicula* e *Coluber viridiflavus* risultano anch'essi presenti in Allegato IV (Oliveira *et al.*, 1997). L'ittiofauna finora censita consta di 13 specie, fra queste vi é *Aphanius fasciatus* (specie considerata prioritaria in Allegato II).

Tab. 1 - Elenco delle specie ornitiche presenti in Allegato I finora osservate nell'area della Riviera e loro fenologia. M=migratore; N=nidificante (presente solo nel periodo riproduttivo); S=svernante; E=estivante; R=residente; *=specie nidificante fuori dalla Riserva; questa funge da area trofica durante la riproduzione; P=specie con priorità assoluta in lista Ornis.

List of bird species present in the EEC Directives 79/409 and 91/244 so far observed in the Reserve area and their phenology. M=migrant; N=breeding (present only in the breeding period); S=wintering; E=summering; R=resident; *=species nesting outside the Reserve; this is used as feeding area during the reproduction period; P=species with absolute priority in the Ornis list.

Nome scientifico	Nome volgare	Fenologia
Phalacrocorax carbo sinensis	Cormorano	S
Botaurus stellaris	Tarabuso	M P
Ixobrychus minutus	Tarabusino	M N
Nycticorax nycticorax	Nitticora	M
Ardeola ralloides	Sgarza ciuffetto	M
Egretta garzetta	Garzetta	M S E
Egretta alba	Airone bianco maggiore	S
Ardea purpurea	Airone rosso	M
Ciconia ciconia	Cicogna bianca	M N*
Ciconia nigra	Cicogna nera	M
Platalea leucorodia	Spatola	S M
Plegadis falcinellus	Mignattaio	M
Phoenicopterus ruber	Fenicottero	S
Aythya nyroca	Moretta tabaccata	M P
Neophron percnopterus	Capovaccaio	M
Milvus migrans	Nibbio bruno	M
Pernis apivorus	Falco pecchiaiolo	M
Circus pygargus	Albanella minore	M
Circus cyaneus	Albanella reale	S M
Circus macrourus	Albanella pallida	M
Circus aeruginosus	Falco di palude	S M
Circaetus gallicus	Biancone	M
Falco peregrinus	Falco pellegrino	S
Porzana porzana	Voltolino	M
Porzana parva	Schiribilla	M
Porzana pusilla	Schiribilla grigiata	M
Grus grus	Gru	M
Burhinus oedicnemus	Occhione	M
Himantopus himantopus	Cavaliere d'Italia	M N
Recurvirostra avosetta	Avocetta	S M N
Glareola pratincola	Pernice di mare	M
Pluvialis apricaria	Piviere dorato	M
Philomachus pugnax	Combattente	M E
Numenius tenuirostris	Chiurlottello	M P
Tringa glareola	Piro piro boschereccio	M
Larus genei	Gabbiano roseo	S M
Larus melanocephalus	Gabbiano corallino	M
Gelochelidon nilotica	Sterna zampenere	M
Sterna sandvicensis	Beccapesci	M S
Sterna albifrons	Fraticello	M N
Sterna caspia	Sterna maggiore	M
Chlidonias hybridus	Mignattino piombato	M
Chlidonias niger	Mignattino	M
Asio flammeus	Gufo di palude	S M
Caprimulgus europaeus	Succiacapre	M
Alcedo atthis	Martin pescatore	S M
Melanocorypha calandra	Calandra	M
Calandrella brachydactyla	Calandrella	N
Anthus campestris	Calandro	M
Acrocephalus melanopogon	Forapaglie castagnolo	M
Ficedula albicollis	Balia dal collare	M

Ringraziamenti

Un affettuoso ringraziamento va a tutti coloro che hanno collaborato ai censimenti ed in particolare al personale della Riserva: Antonino Castelli, Francesca Culcasi, Marco Liuzza e Silvana Piacentino.

Bibliografia

IAPICHINO C., MASSA B. (1989) - *The Birds of Sicily. An annotated check-list.* B.O.U. Check-list **11**, Tring, U.K.: 170 pp.

MINISTERO DELL'AMBIENTE (1992) - *Inventario delle zone umide del territorio italiano. Servizio Conservazione della Natura.* Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma: 263 pp.

OLIVEIRA M. E., DASZKIEWICZ P., GAUVRIT B. (1997) - Annexes. Summary of the conservation statuses and levels of threats in Europe. In: Gasc J. P. (ed.) *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris: 48-412.

VIOLANI C., ZAVA B. (1989) - Metodiche di censimento della Chirotterofauna italiana. In: Fasola M. (red.) Atti II Seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **16**: 641-645.

ZAVA B., DE CARLI E., FORNASARI L., VIOLANI C. (1997) - Italian and Maltese salt pans and coastal wetlands. Distribution pattern of the Chiropterofauna. Nature and Workmanship. Artificial Wetlands in the Mediterranean Coast. Insula, DGXI European Commission, Unesco, Tingraf S.L. Tenerife, Spain: 111 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 631-633

F. MALTAGLIATI, C. M. FENIZIA*, G. CECCHERELLI, M. MENCONI, A. CASTELLI*

Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Via A. Volta, 6 - 56126 Pisa, Italia.
*Dip. di Zoologia e Antropologia Biologica, Università di Sassari, Italia.

ANALISI DELLA VARIABILITÀ MORFOLOGICA IN TRE POPOLAZIONI DI *APHANIUS FASCIATUS* NARDO (CYPRINODONTIDAE) MEDIANTE ANOVA MULTIFATTORIALE

MORPHOLOGICAL VARIABILITY IN THREE *APHANIUS FASCIATUS* NARDO (CYPRINODONTIDAE) POPULATIONS BY MULTIFACTORIAL ANOVA

Abstract

Three populations of Aphanius fasciatus *(Cyprinodontidae) were analysed by 3-way ANOVA carried out on some meristic and morphometric characters. Results showed high levels of inter-population morphologic variability.*

Key-words: *Aphanius fasciatus,* killifish, meristic and morphometric characters, ANOVA.

Introduzione

Aphanius fasciatus Nardo, 1827, unico ciprinodontide autoctono delle coste italiane, è presente negli ambienti costieri (foci dei fiumi, lagune, stagni, canali, paludi e laghi costieri in comunicazione con il mare) e occasionalmente in acque dolci (Villwock, 1970). La variabilità tra popolazioni di *A. fasciatus* è già stata messa in evidenza sia dal punto di vista morfologico (Tigano, 1982; Tigano e Parenti, 1988), che genetico (Maltagliati, 1997). Lo scopo del presente lavoro è quello di indagare ulteriormente la variabilità morfologica di questa specie, che appare frazionata in popolazioni geograficamente isolate.

Materiali e metodi

Gli esemplari studiati provengono da biotopi salmastri situati in tre isole del Mediterrraneo Occidentale: lo stagno di Casaraccio (Sardegna Nord-occidentale), lo stagno di Biguglia (Corsica Nord-orientale) e le Terme di S. Giovanni (Isola d'Elba). Per ogni popolazione sono stati analizzati 4 individui per ciascun sesso e per ciascuna di 2 classi di taglia (I < 35 mm; II ⩾ 35mm). Lo studio morfologico degli esemplari è stato condotto considerando caratteri morfometrici e meristici, come indicato da Tigano (1982). Dei caratteri morfometrici, sono state considerate le seguenti misure: lunghezza totale (LT), lunghezza standard (LS), lunghezza pinne pettorali destre e sinistre (LPPd e LPPs), lunghezza pinne pelviche destre e sinistre (LPPLd e LPPLs), lunghezza pinna anale (LPA), lunghezza raggio dorsale (LRD), altezza corpo (AC), lunghezza capo (LC) e diametro occhio (DO). Per quanto riguarda i caratteri meristici, è stato effettuato il conteggio del numero dei raggi delle pinne pettorali destre e sinistre (PPd e PPs), delle pinne pelviche destre e sinistre (PPLd e PPLs), della pinna anale (PA), della pinna dorsale (PD) e della pinna caudale (PC). L'analisi della variabilità è stata effettuata sia sui caratteri meristici sia, allo scopo di confrontare individui di dimensioni diverse,

Tab. 1 - Risultati dell'ANOVA.
ANOVA results.

Fonte di variazione	gl	LT/LPPs		LT/LPPd		LT/LPPLs		LT/LPPLd		LT/LPA		LT/LRD		LT/AC		PPd		PPLs		PA	
		SQ	*F*	SQ	*F*	SQ	*F*	SQ	*F*	SQ	*F*	SQ	*F*	SQ	*F*	SQ	*F*	SQ	*F*	SQ	*F*
Popolaz. = P	2	0.050	19.183**	0.045		0.080	7.822**	0.088	9.529**	0.075	6.900**	0.135	25.184**	0.016	4.721*	7.146	8.504**	0.771	4.269*	1.021	0.795
Sesso = S	1	0.062	23.691**	0.065		0.372	36.404**	0.395		0.204		0.224		0.004	1.068	1.021	1.215	0.083	0.462	1.021	0.795
Classe = K	1	0.000	0.101	0.008		0.371	36.376**	0.283		0.138		0.119		0.103	31.198**	1.021	1.215	0.000	0.000	0.188	0.146
P x S	2	0.003	1.106	0.008	2.817	0.018	1.763	0.009	0.946	0.002	0.144	0.012	2.285	0.000	0.085	0.896	0.066	0.271	1.500	0.271	0.211
P x K	2	0.004	1.432	0.011	3.595*	0.106	1.037	0.004	0.382	0.012	1.131	0.001	0.260	0.007	2.219	1.396	1.661	0.063	0.346	4.188	3.259*
S x K	1	0.002	0.897	0.012	4.128*[a]	0.036	3.505	0.115	12.448**	0.119	10.952**	0.054	10.155**	0.000	0.020	1.021	1.215	0.083	0.462	0.188	0.146
P x S x K	2	0.007	2.580	0.002	0.641	0.030	2.943	0.014	1.483	0.012	1.091	0.003	0.528	0.009	2.648	1.066	1.066	0.396	2.192	1.938	1.508
Errore	36	0.003		0.003		0.010		0.009		0.011		0.005		0.003		0.840		0.181		1.285	
Test di Cochran		C=0.18, P>0.05		C=0.24, P>0.05		C=0.35, 0.01<P<0.05		C=0.21, P>0.05		C=0.18, P>0.05		C=0.35, 0.01<P<0.05		C=0.39, 0.01<P<0.05		C=0.33, P>0.05		C=0.31, P>0.05		C=0.26, P>0.05	
Test SNK		**P**: ES=0.037, 36gl CAS=ELB>BIG **S**: ES=0.030, 36gl F>M		**PxK**: ES=0.019, 36gl CAS: I>II; ELB: I=II; BIG: I=II I: CAS>ELB>BIG II: CAS=ELB>BIG **SxK**: ES=0.016, 36gl I: F>M; II: F>M M: I>II; F: I=II		**S**: ES=0.020, 36gl F>M **K**: ES=0.020, 36gl I>II		**P**: ES=0.024, 36gl CAS>ELB=BIG **SxK**:ES=0.028, 36gl M: I>II; F: I=II I: F>M; II: F>M		**P**: ES=0.026, 36gl CAS=ELB>BIG **SxK**:ES=0.038, 36gl I: F=M; II: F>M F: I=II; M: I>II		**P**: ES=0.018, 36gl CAS>ELB>BIG		**K**: ES=0.012, 36gl I>II		**P**: ES=0.229, 36gl CAS=BIG>ELB		**P**: ES=0.106, 36gl CAS<ELB=BIG		**PxK**: ES=0.400, 36gl I: CAS=ELB=BIG; II: CAS=ELB=BIG CAS: I=II; ELB: I=II; BIG: I=II	

[a] Test effettuato sul *pooling* di Errore + P x S x K (SQ = 0.003, 38 gl)

* P<0.05; ** P<0.01

Per le analisi in cui il test Cochran aveva identificato una leggera eterogeneità delle varianze (0.01<p<0.05) sono stati considerati significativi (evidenziati) i valori con *p*<0.01

sui rapporti di alcuni caratteri morfometrici. I dati sono stati analizzati mediante ANOVA, considerando i fattori "popolazione", "sesso" e "classe" fissi ed ortogonali. I dati espressi come rapporti dei caratteri morfometrici sono stati trasformati logaritmicamente. L'omogeneità delle varianze è stata verificata con il test di Cochran, l'analisi della varianza è stata quindi applicata solo sui dati la cui eterogeneità delle varianze era risultata non significativa. Il test *a posteriori* Student-Newman-Keuls è stato eseguito per individuare differenze tra i livelli dei fattori risultati significativi (Winer *et al.*, 1991).

Risultati

I risultati delle analisi effettuate sulle tre popolazioni sono riportati in dettaglio in Tab. 1. Differenze significative per il fattore "popolazione" sono state rilevate per i seguenti parametri: LT/LPPs, LT/LPPLs, LT/LPPLd, LT/LPA, LT/LRD, PPD, PPLs (Tab. 1). Dei parametri LT/LPPd e PA sono risultate significative le interazioni tra "popolazione" e "classe" (Tab. 1). Il "sesso" è risultato significativo per i rapporti LT/LPPs e LT/LPPLs; è risultata significativa, inoltre, la sua interazione con la "classe" per i rapporti LT/LPPd, LT/LPPLd, LT/LPA e LT/LRD. Per i rapporti LT/LPPLs e LT/AC, sono risultate significative le differenze tra le classi.

Discussione e conclusioni

I risultati ottenuti confermano la variabilità tra le popolazioni di *A. fasciatus* osservata su base genetica (Vitturi *et al.*, 1995; Maltagliati, 1997) e morfologica (Tigano, 1982; Tigano e Parenti, 1988). Tale variabilità è attribuibile sia alla natura discreta degli habitat in cui vive *A. fasciatus*, che alle caratteristiche del suo ciclo vitale. Infatti l'assenza di fasi larvali dispersive determina uno spinto isolamento tra le popolazioni.

Le analisi preliminari svolte nel presente lavoro mettono in evidenza l'importanza e l'efficacia dell'approccio morfologico per lo studio della variabilità intraspecifica.

Bibliografia

MALTAGLIATI F. (1997) - *Analisi della struttura genetica e del flusso genico in* Aphanius fasciatus *Nardo (Teleostei: Cyprinodontidae).* Tesi dottorale, Università di Pisa: 150 pp.

TIGANO C. (1982) - Le popolazioni di *Aphanius fasciatus* (Nardo 1827) della Sicilia orientale (Pisces, Cyprinodontidae). *Animalia*, **9:** 153-183.

TIGANO C., PARENTI L.R. (1988) - Homology of the median ethmoid ossifications in *Aphanius fasciatus* and other atherinomorph fishes. *Copeia*, **1988** (4): 866-870.

VILLWOCK W. (1970) - Distribution, ecology and relationship of Near East and Mediterranean Cyprinodonts of the genus *Aphanius*. *Journ. ichthyol., Rome, C.I.E.S.M.*: 89-92.

VITTURI R., CATALANO E., COLOMBA M.S., MONTAGNINO L., PELLERITO L. (1995) - Karyotype analysis of *Aphanius fasciatus* (Pisces, Cyprinodontiformes): Ag-NORs and C-band polymorphism in four populations from Sicily. *Biol. Zent. bl.*, **114:** 392-402.

WINER B.J., BROWN D.R., MICHELS K.M. (1991) - *Statistical principles in experimental design*. Third edition. McGraw-Hill Inc., New York.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 634-637

B. MARTINCIC, R. CHIURCO, C. SALVI, S. FONDA UMANI

Laboratorio di Biologia Marina, Via Piccard, 54 - 34010 Santa Croce, Trieste, Italia.

PRELIMINARY DATA ON THE BIODEPOSITION INFLUENCE ON THE WATER COLUMN TROPHYSM IN A COASTAL AREA OF THE UPPER ADRIATIC SEA

DATI PRELIMINARI SULL'INFLUENZA DELLA BIODEPOSIZIONE SUL TROFISMO DELLA COLONNA D'ACQUA DI UN SITO COSTIERO DELL'ALTO ADRIATICO

Abstract

A marine environment under a mussel farm in the Gulf of Trieste, was studied during two periods. POC, PON and Chl a concentrations were measured inside and outside the farm, in order to access the role of mussel biodeposition along the water column and in the sediment. The results obtained showed that the spring period was characterised by higher POC, PON and Chl a values than in autumn. Considering the two environments (inside and outside the mussel farm) we observed a slight difference, probably due to the mussel impact on the water column.

Key-words: Mussel culture, POC, PON, C/N atomic ratio, ebb and high tide.

Introduction

The great food potential in the aquaculture of mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck) has received much attention in the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea, Italy, where the suspended mussel cultures are spreadover in an area of 3000 ha. The environmental influence of suspended mussel culture must be considered. The increase of biodeposits that follows the establishment of a mussel community can lead to a stimulated production in higher trophic levels, but negative effects can also arise (Dahlback and Gunnarsson, 1981).

This is a preliminary study on the role of mussel biodeposition in sedimentation process in a shallow coastal area of the northern Adriatic. This was done by determining the carbon and nitrogen contents of suspended matter and the phytoplankton presence related to an autumn and spring set of data (September '95 and May '96) sampled during two tide phases.

Materials and methods

The mussel cultures investigated are situated in the Gulf of Trieste. Sampling was done in September '95 and in May '96 inside (St. 2) and outside (St. 1, 3 and 4) of a mussel culture at 0,5 and 10 m and the column mean has been calculated.

Particulate organic carbon (POC) and particulate organic nitrogen (PON) analyses were performed using a Perkin-Elmer 2400 CHNS/O Elemental Analyser (Hickel, 1984; Iseki *et al.*, 1987); Chlorophyll a (Chl a) analyses were carried out using a Perkin-Elmer Lambda 2 spectrophotometer (Magazzù, 1978); phytoplankton were counted according to method of Utermöhl (1958). Sediment cores has been taken by a scuba diver under the suspended mussel culture (St.

2) and far away (St. 1). Analyses of organic carbon (C) and nitrogen (N) in the sediment have been performed.

Results

Ebb tide

The highest POC value (Tab. 1) in September was found in St. 4 (189.4 ± 6.1 µg/l) outside the mussel culture, while the lowest was measured in St. 2 (150.4 µg/l ± 20.3 µg/l) inside the mussel culture. The station 2 is differentiated from the others by the lowest value of POC (8.4 ± 7.9 µg/l), and the highest C/N ratio (42.3 ± 37.9). Chl a values were very similar in all the studied stations. In May (Tab. 2) has been observed generally higher values than in September. The highest POC and PON values were measured in St. 4 (POC - 486.2 ± 228.7 mg/l and PON - 65.6 ± 26.4 mg/l), while the lowest one in St. 1 (POC - 296.3 ± 67.4 µg/l and PON - 30.9 ± 4.2 µg/l). The C/N ratio presented again the highest value in the St. 2.

High tide

In September the highest POC and PON values (Tab. 1) were found in St. 2 (POC - 225.7 ± 33.2 µg/l and PON 69.1 ± 43.9 µg/l), while the lowest ones were measured in St. 1 (POC - 147.8 ± 93.6 µg/l and PON 27.1 ± 19.9 µg/l). The C/N ratio was very similar in all the stations. Chl a presented the lowest

Tab. 1 - **POC, PON, C/N and Chl a data in September in the four studied stations.**
Valori di POC, PON, C/N e Chl a in settembre nelle quattro stazioni studiate.

September		POC µg/l	St. dev.	PON µg/l	St. dev.	C/N µg/l	St. dev.	Chl a µg/dm^3	St. dev.
EBB	St. 1	157.4	27.0	16.5	12.7	30.2	37.5	0.4	0.1
TIDE	St. 2	150.4	20.3	8.4	7.9	42.3	37.9	0.6	0.1
	St. 3	176.1	18.1	42.5	3.4	4.9	0.7	0.4	0.4
	St. 4	189.4	6.1	51.6	8.7	4.4	0.8	0.6	0.4
HIGH	St. 1	147.8	193.6	27.1	19.9	4.8	3.5	0.7	0.7
TIDE	St. 2	225.7	33.2	69.1	43.9	4.7	2.1	0.2	0.1
	St. 3	209.3	38.9	31.9	1.5	7.6	1.2	1.2	1.0
	St. 4	211.4	28.4	61.3	21.5	4.4	1.7	0.8	0.1

value in St. 2 (0.2 ± 0.1 µg/dm^3) and the highest in St. 3 (1.2 ± 1 µg/dm^3). In May (Tab. 2) the highest POC value was observed in St. 2 (371.3 ± 183.8 µg/l) and the lowest in St. 1 (293.6 ± 59.2 µg/l), while the highest PON value was measured in St. 4 (47.5 ± 12.5 µg/l) and the lowest in St. 1 (32.3 ± 12.8 µg/l). The C/N ratio presented the highest value in St. 2 (12.4 ± 3.6) and the lowest in St. 4 (7.9 ± 2.6). Chl a was very similar in all the stations. During high tide was also measured the phytoplankton content, which presents very high values (>1000000 cells/l) as a typical autumn bloom, while in May a similar qualitative situation but with lower concentrations was observed.

Sediment cores

The results obtained from the Carbon and Nitrogen analyses are reported in Tab. 3.

Tab. 2 - POC, PON, C/N and Chl a data in May in the four studied stations.
Valori di POC, PON, C/N e Chl a in maggio nelle quattro stazioni studiate.

May		POC µg/l	St. dev.	PON µg/l	St. dev.	C/N µg/l	St. dev.	Chl a µg/dm^3	St. dev.
EBB	St. 1	296.3	67.4	30.9	4.2	11.2	2.2	2.0	0.3
TIDE	St. 2	462.9	256.4	45.2	29.3	13.8	8.7	1.6	0.4
	St. 3	296.5	79.9	33.9	14.3	10.7	1.7	1.5	0.4
	St. 4	486.2	228.7	65.6	26.4	8.4	1.3	1.7	0.3
HIGH	St. 1	293.6	59.2	32.3	12.8	11.3	2.8	2.3	0.2
TIDE	St. 2	371.3	183.8	41.0	33.1	12.4	3.6	2.4	0.3
	St. 3	344.3	51.3	42.4	11.9	9.7	1.4	2.3	0.3
	St. 4	302.2	35.0	47.5	12.5	7.9	2.6	2.4	0.1

Tab. 3 - C and N percentage and C/N ratio in the sediment inside and outside of the mussel farm.
Percentuali di Carbonio ed Azoto e il loro rapporto molare nel sedimento all'interno e all'esterno della mitilicoltura.

	% C	% N	C/N ratio
inside	1.44	0.16	10.50
outside	1.22	0.12	11.86

Discussion and conclusions

There are not significant differences between ebb and high tide in all the sampled stations (T test > 0.05). Comparing the two periods we have observed that in May all the parameters had higher values than in September. This was particularly evident for the POC and Chl a. The C/N_ratio in September presented generally low values, with the exception of St. 1 and 2 during ebb tide, indicating the presence of live organisms, as demonstrated by the high phytoplankton concentration. The low Chl a values observed in this period lead us to conclude that the phytoplankton bloom was in a senescent phase. The higher values observed in May were probably also due to the fresh water input, which is particularly intensive during this period. We have noticed that between the inner station and the external ones, both for the water column and for the sediment samples, there were some differences, even if not statistically significative. In fact the inside station (2) presented a very low PON concentration compared to the others, and a very high C/N ratio in September during ebb tide and in May both during ebb and high tide. In general, for the Gulf of Trieste, C/N values are < 10 (Wassmann *et al.*, 1996) with the only exception of the periods with strong river inflow. This increase of C/N ratio under the suspended mussel farm could be explained with the detritic component in the organic fraction produced by mussels in the form of feaces and pseudofeaces. As reported also by Dahlbäck & Gunnarsson (1981) the high C/N ratio was caused by a faster degradation and recycling of nitrogen (compared to carbon) when plankton are filtrated by the mussels and when the faecal material is exposed to microbial degradation. As regards sediment data, a slight increase in carbon and nitrogen content in the inside station was observed, even if there was no difference in the C/N ratio, in fact both values were high.

This is probably due to the high bacterial activity in the water column and also in the sediment, especially in the sediment-water interface (Hall *et al.*, 1990). In conclusion, we can say that in these two periods there was a difference between the inside and outside stations, even if not strongly evident. For this reason we decided to pursue with this study during a longer period, both in the water column and in the sediment under the mussel farm.

References

DAHLBACK B., GUNNARSSON L.A.H. (1981) - Sedimentation and Sulfate reduction Under a Mussel Culture. *Mar. Biol.*, **63**: 269-275.

HALL O.J., HULTH S., TROELL M., FAGANELI J. (1990) - Input and recycling of biogenic debris at the sediment-water interface in the Gullmar Fjord, western Sweden. Proceeding of the Symposium: Sediment traps in marine ecological research and monitoring. Kristineberg Marine Biological Station-Fiskebackskil, Sweden: 235-254.

HICKEL W. (1984) - Seston in the Wadden Sea of silt (German Bight, North Sea). *Netherlands Journal Sea Research*, **10**: 113-131.

ISEKI K., MCDONALD W., CARMACK E., (1987) - Distribution of particulate matter in the south-eastern Beaufort Sea in late summer. *Polar Biology*, **1**: 35-46.

MAGAZZÙ G. (1978) - Metodi per lo studio del plancton e della produzione primaria. Edizioni GM 1978: 68 p.

UTERMÖHL H. (1958) - Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. int. Ver. Theor. augew. Limnol.*, **9**: 1-38.

WASSMANN P., FONDA-UMANI S., YPMA J.E., REIGSTAD M., COK S., SALVI C., CAUWET G., (*in press*) - Suspended biomass and vertical flux in the Gulf of Trieste, Adriatic Sea: Two summer scearios. Proceedings of the Meeting "Physical and Biogeochemical Processes of the Adriatic Sea" Portonovo, April 1996.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 638-640

A. Pais, L.A. Chessa, S. Serra

Dipartimento di Scienze Zootecniche, Università di Sassari
Via E. De Nicola, 9 - 07100 Sassari, Italia.

OSSERVAZIONI SU *PINNA NOBILIS* L. NELLA RADA DI PORTO CONTE (SARDEGNA NORD-OCCIDENTALE)

OBSERVATIONS ON *PINNA NOBILIS* L. IN PORTO CONTE BAY (NW SARDINIA)

Abstract

Morphometric characters and the distribution of a population of Pinna nobilis *Linnaeus, 1758 (Mollusca, Bivalvia) were investigated in a site near Alghero (NW Sardinia). In addition to a serious human impact in the area during the summer, we observed a strong predation pressure on fan shells by other Molluscs (Gastropoda and Cephalopoda).*

Key-words: *Pinna nobilis*, biometry, Sardinia.

Introduzione

La necessità di proteggere *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758 in Mediterraneo è dettata dalla sua sensibile rarefazione nelle nostre acque costiere (Vicente e Moreteau, 1991).

Il prelievo indiscriminato, unitamente a fenomeni di regressione delle praterie di *Posidonia oceanica* (che costituiscono il suo *habitat* preferenziale), ha infatti determinato la progressiva diminuzione di questa specie anche laddove un tempo appariva particolarmente abbondante (Vicente et De Gaulejac, 1993; Chessa *et al.*, 1995).

Materiali e metodi

Durante l'estate del 1996 alcune immersioni subacquee nella parte più interna della Rada di Porto Conte (Alghero) hanno casualmente consentito l'individuazione di un'area particolarmente interessante per lo studio di *Pinna nobilis*, soprattutto per la considerevole densità di individui osservata malgrado la forte pressione antropica esercitata nei mesi estivi.

In prossimità della linea di costa, laddove i molluschi apparivano più concentrati, è stato perciò delimitato un quadrilatero di circa mezzo ettaro di superficie, ad una profondità compresa tra 2 e 5 metri, all'interno del quale ciascun esemplare osservato è stato etichettato con un numero progressivo. Al fine di non arrecare danni o stress di varia natura agli animali, la marcatura è stata effettuata mediante fascette di plastica apposte alla base delle conchiglie.

Di ciascun individuo, per mezzo di un calibro, sono state quindi rilevate *in situ* le seguenti misure morfometriche: altezza al substrato (Hs), larghezza massima (Lc) e larghezza al sedimento (lc). Per ognuno di essi è stata inoltre verificata la profondità di rinvenimento, l'orientamento della cerniera e la natura del substrato di insediamento (prateria di *Posidonia*, *matte* morta, tipo di sedimento, etc.).

Risultati

Nel corso di un ciclo preliminare di osservazioni sono stati complessivamente censiti 138 esemplari di *Pinna nobilis* aventi Hs compresa tra un minimo di 4,6 ed un massimo di 36,2 cm (media=18,6±5,6 cm), Lc tra 7,8 e 22,6 cm (media=15,3±2,9 cm) e lc tra 4,8 e 16 cm (media=9,9±2,1 cm) (Fig. 1).

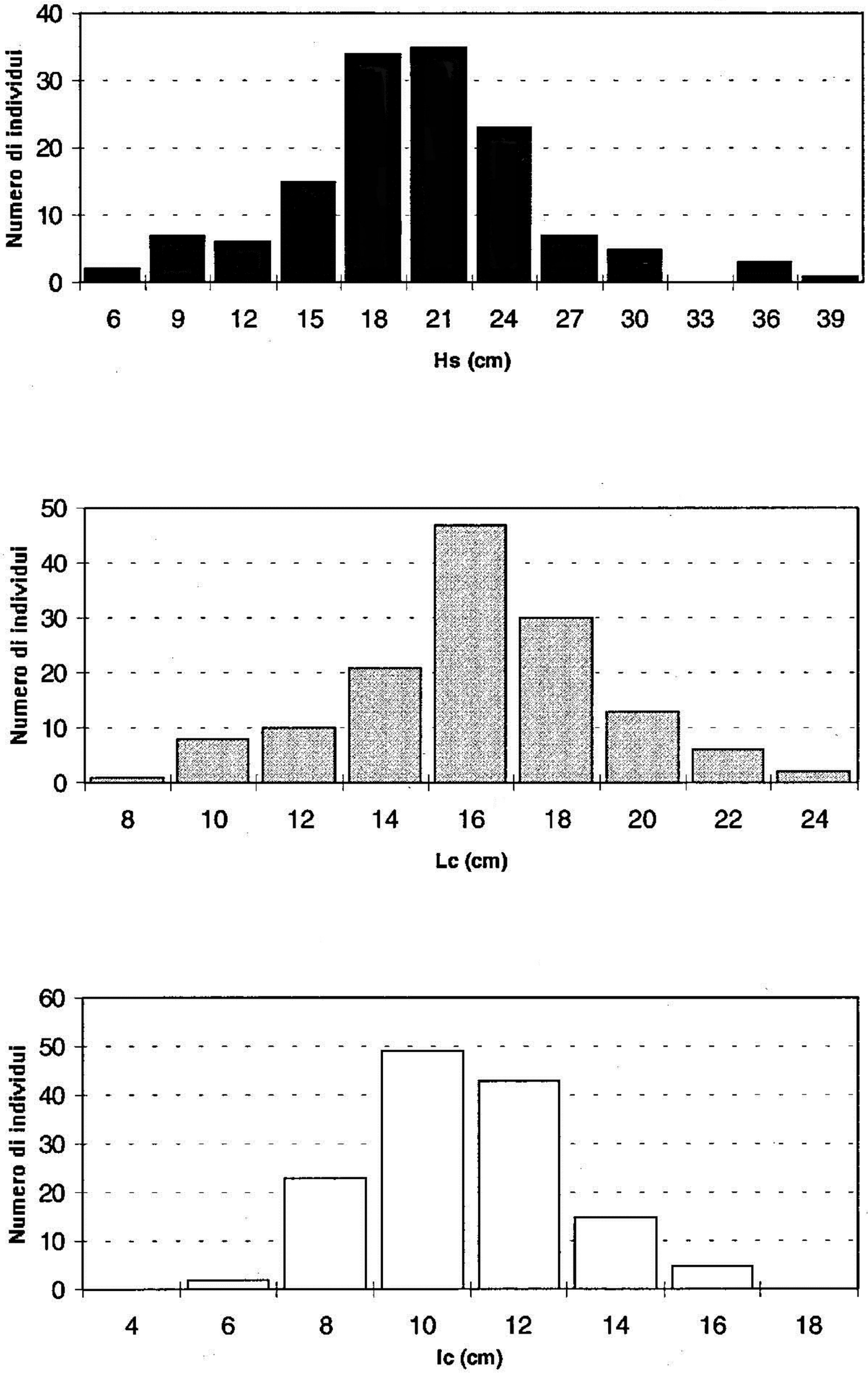


Fig. 1 - Istogrammi di frequenza di altezza al substrato (Hs), larghezza massima (Ls) e larghezza al substrato (ls) degli esemplari di *Pinna nobilis* osservati.

Frequency histograms of height at substratum (Hs), maximum width (Ls) and width at substratum (ls) of *Pinna nobilis* observed specimens.

Al fine di evitare ulteriori stress agli esemplari esaminati, la misura dell'altezza totale (Ht) è stata calcolata soltanto per via teorica attraverso la formula proposta da Vicente (1982) e, su tale base, è stata ottenuta una media pari a 38,3±7,4 cm con un minimo ed un massimo di 16,8 e 60,1 cm rispettivamente.

Negli individui censiti non è stata notata nessuna particolare tendenza nell'orientamento della cerniera, mentre essi hanno mostrato una netta predilezione per la prateria di *Posidonia oceanica* quale substrato di insediamento, con una spiccata preferenza per le sue zone limitrofe (44%). Appare invece evidente come la distribuzione di questi Bivalvi su prateria fitta, prateria normale, prateria rada e *matte* morta sia risultata notevolmente uniforme (17%, 13%, 14% e 12% rispettivamente).

Ulteriori osservazioni hanno consentito di valutare preliminarmente l'effetto congiunto esercitato dall'impatto antropico e dalla predazione animale. È importante sottolineare come molti degli esemplari di cui è stata rinvenuta soltanto la conchiglia siano deceduti sia per morte naturale sia a causa dell'intervento umano (manovre di ancoraggio, atti di vandalismo). La principale causa di mortalità è tuttavia imputabile all'aggressione esercitata da parte di molluschi Gasteropodi e Cefalopodi, come dimostrato dai fori praticati dall'azione di una radula osservati sulle valve, dall'incrinatura delle stesse, etc. Il popolamento ha mostrato di risentire in maniera sensibile di tale pressione: dopo poco meno di 10 mesi, infatti, dei 138 molluschi censiti durante la prima fase ne sono stati ritrovati soltanto 92, con un decremento degli individui vivi del 33,3%.

Conclusioni

Sebbene la presente ricerca sia ancora in una fase preliminare, è interessante notare come, malgrado l'area in esame sia sottoposta a condizioni di notevole impatto soprattutto durante il periodo estivo, il fattore umano costituisca solo una delle cause della pressione esercitata sulla popolazione di *Pinna nobilis*. A distanza di soli pochi mesi, tuttavia, è stato possibile osservare un cospicuo reclutamento di numerose forme giovanili, a riprova della peculiare idoneità del sito in questione per l'insediamento di questa specie.

Bibliografia

CHESSA L.A., OGGIANO A.M., PAIS A. (1995) - Distribuzione di *Pinna nobilis* nel Golfo di Arzachena (Sardegna Nord-orientale). *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 357-359.

VICENTE N. (1982) - Evolution d'une population de *Pinna nobilis* L. (Mollusca, Bivalvia). *Proceedings of the 7th International Malacological Congress.* Gaillard J.M. ed., **22** (1-2): 341-345.

VICENTE N., DE GAULEJAC B. (1993) - *Pinna nobilis* L. (Mollusque Bivalve), indicateur biologique du littoral mediterraneen. In *Qualité du milieu marin - Indicateurs biologiques et physico-chimique.* Boudouresque C.F., Avon M. & Gravez V. edit. GIS Posidonie publ., Fr.: 141-151.

VICENTE N., MORETEAU J.C. (1991) - Statut de *Pinna nobilis* L. en Méditerranée (Mollusque Eulamellibranche). In: *Les Espèces Marines à Protéger en Méditerranée.* Boudouresque C.F., Avon M. & Gravez V. edit. GIS Posidonie publ., Fr.: 159-168.

Lavoro eseguito con contributo MURST 40%.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 641-643

M. RELINI, G. TORCHIA

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, Istituto di Zoologia,
Università degli Studi di Genova, Via Balbi 5 - 16126 Genova, Italia.

INASPETTATO PERCORSO DI UN'ARAGOSTA IN MAR LIGURE

UNEXPECTED DISPLACEMENT OF A SPINY LOBSTER IN THE LIGURIAN SEA

Abstract

A spiny lobster Palinurus elephas, *tagged and released in the Loano artificial reef (Western Ligurian Sea) was recaptured in Sori (Eastern Ligurian Sea) after 18 months. The distance covered by the lobster was more than 70 Km.*

Key-words: *Palinurus elephas*, tagging, growth, migration.

Introduzione

Il nucleo centrale della barriera artificiale di Loano (SV) è costituito da 30 piramidi di blocchi di calcestruzzo di 2 m di spigolo, posizionati tra i 18 e i 24 m di profondità su un fondale sabbioso fangoso (Relini *et al.*, 1995).

Dal momento che durante le attività di monitoraggio all'interno della barriera erano già stati osservati individui di aragosta, *Palinurus elephas*, è stato deciso di sperimentare l'introduzione di alcune aragoste marcate, provenienti dalla Sardegna (grazie alla preziosa collaborazione dell'Istituto di Zoologia dell'Università di Cagliari), per provare a seguire il rapporto di singoli individui con i substrati artificiali.

Materiali e metodi

Il 16 maggio 1995 sono state rilasciate 16 aragoste, ciascuna identificata con due marche esterne tipo T-bar, di colore giallo, inserite sui due lati a livello della giunzione toraco-addominale, di lunghezze comprese tra 70 e 82 mm LC (lunghezza dal margine posteriore del carapace alla cavità orbitale).

Durante altre attività di studio svolte all'interno della barriera sono state annotati gli incontri occasionali di animali marcati.

Risultati e discussione

Alcune aragoste sono rimaste all'interno della barriera artificiale nei mesi successivi al rilascio. In tabella 1 sono riportati gli incontri occasionali di esemplari di aragosta marcati, rilevati durante le immersioni condotte all'interno dell'area di studio.

Tab. 1 - Avvistamenti di esemplari di aragosta marcati all'interno della barriera di Loano. Sightings of tagged spiny lobsters in the Loano artificial reef.

date avvistamenti	n. individui
30.05.95	3
03.10.95	1
12.10.95	1
09.04.96	1

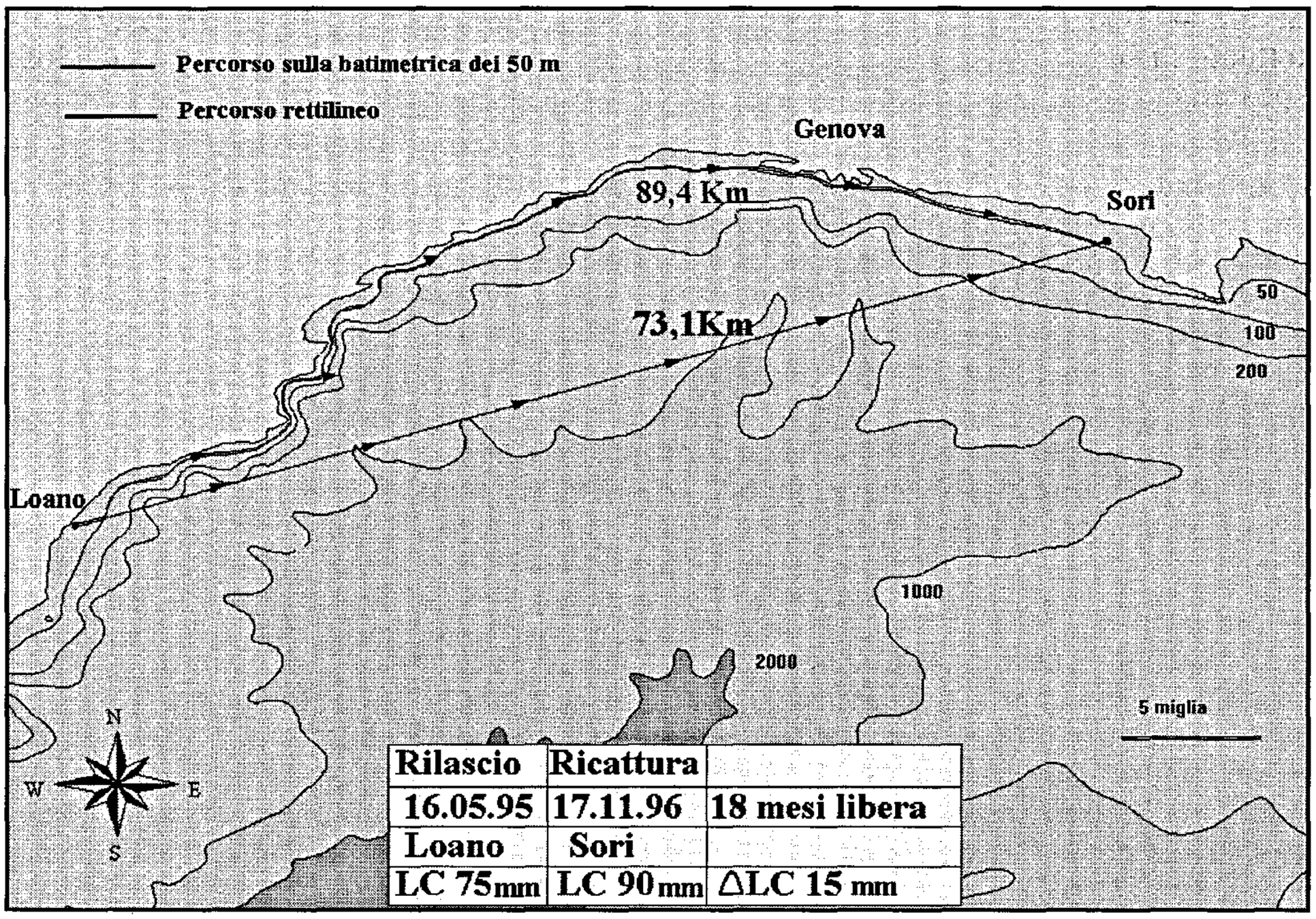


Fig. 1 - Ipotesi possibili sul percorso effettuato dall'aragosta marcata; il calcolo effettuato sulla batimetrica dei 50 m (89,4 Km) sembra l'ipotesi più probabile.
Hypothetic routes covered by the tagged lobster: the displacement (89,4 Km) calculated on the 50 m depth line may be probable.

Dopo circa 18 mesi dal rilascio un individuo di *P. elephas* è stato catturato con un tramaglio da un pescatore professionista a Sori (Riviera di Levante) alla profondità di 35 m. L'esemplare, intatto, è stato conservato in congelatore, per cui è stato possibile rimisurarlo.

La ricattura dopo 18 mesi ha fornito indicazioni interessanti sulla crescita in libertà (Fig. 1): è stato registrato un aumento di 1.5 cm LC. Considerato questo incremento di dimensioni, l'assenza di epibionti sul carapace e i dati della letteratura (Hepper, 1977; Hunter *et al.*, 1996) si suppone che questa aragosta abbia effettuato almeno due mute. Il sistema di marcatura si è dimostrato estremamente efficace perchè entrambe le marche sono state trovate in perfette condizioni, a parte l'insediamento di un polichete serpulide.

Il percorso effettuato sulla direttrice Loano-Sori (73,1 Km, Fig. 1) prevede l'attraversamento dei canyons di Genova, raggiungendo profondità sino a 1000 m: quindi non sembra verosimile visto il range batimetrico noto per questa specie. Lo spostamento a cavallo dell'isobata 50 m prevede una distanza di 89,4 Km. Anche in questo caso lo spostamento effettuato dall'aragosta marcata è probabilmente sottostimato, data la natura erratica dei movimenti di questo decapode.

La distanza percorsa è inconsueta per *P. elephas*. Infatti non si reputa che questa specie percorra grandi distanze a differenza della congenere *P. delagoae* e di *Panulirus argus* per le quali sono stati documentati imponenti spostamenti

di massa (Cobb e Phillips, 1980). In Irlanda studi di marcatura e ricattura effettuati su individui adulti di *P. elephas* (> 120 mm LC) hanno dimostrato ridotti spostamenti (5 - 15 km) e non hanno evidenziato una direzione preferenziale (Hepper, 1977).

Bibliografia

COBB S.J., PHILLIPS B.F. (1980) - *The biology and management of lobsters. Volume I. Phisiology and behaviour.* Academic Press: 416 pp.

HEPPER B.T. (1977) - The fishery for crawfish *Palinurus elephas*, off the coast of Cornwall. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, **57:** 925-941.

HUNTER E., SHACKLEY S.E., BENNETT D.B. (1996) - Recent studies on the crawfish *Palinurus elephas* in South Wales and Cornwall. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **76:** 963-983.

RELINI G., RELINI M., TORCHIA G. (1995)- La barriera artificiale di Loano. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (1): 21-64.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 644-645

M. SIGNORELLI, A. ZAMBONI

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, Istituto di Zoologia,
Università degli Studi di Genova, Via Balbi, 5 - 16126 Genova, Italia.

SEGNALAZIONE DI *ARBACIELLA ELEGANS* MORTENSEN, 1910 (ECHINOIDEA, ARBACIIDAE) IN MAR LIGURE

FIRST RECORD OF *ARBACIELLA ELEGANS* MORTENSEN, 1910 (ECHINOIDEA, ARBACIIDAE) IN THE LIGURIAN SEA

Abstract

Arbaciella elegans *Mortensen, 1910 is a rare Echinoid previously found along the Italian waters only in seven sites. The first record of this species for the Ligurian Sea is reported in the present work. The single specimen of* A. elegans *found was collected in September 1996 on an artificial substratum at 18 m depth.*

Key-words: *Arbaciella elegans*, Echinoids, Ligurian Sea, cryptic habitus.

Introduzione

Nel corso di studi sulla colonizzazione di substrati duri nella barriera artificiale di Loano (Relini *et al.*, 1995), il ritrovamento di un esemplare di *Arbaciella elegans* Mortensen, 1910 ci ha permesso di arricchire la lista di Echinodermi presenti in Mar Ligure.

Materiali e metodi

Il substrato su cui l'esemplare è stato prelevato è una struttura costituita da tre elementi di plastica concavi, impilati gli uni sugli altri e fissati su una cima posta tra una piramide e l'altra del nucleo centrale della barriera, ad una profondità di 18 m (Relini *et al.*, 1995). Il modo in cui i substrati sono posizionati crea delle zone d'ombra e criptiche tra un elemento e l'altro. Il manufatto è stato immerso il 25 maggio 1993 e recuperato il 12 settembre 1996.

Risultati e discussione

L'unico esemplare di *A. elegans* rinvenuto, è stato osservato a settembre 1996 proprio in una delle zone d'ombra del manufatto di plastica sopra descritto. Questo fatto potrebbe confermare le abitudini criptiche della specie, già sottolineate da Giacobbe e Rinelli (1992). L'esemplare ha circa 3 mm di diametro, e presenta quindi dimensioni simili agli esemplari descritti da Tortonese (1977) e provenienti dall'Isola d'Elba e dall'Isola d'Ischia.

A. elegans è indicata da Pérès et Picard (1964) come una specie di derivazione atlantica entrata in Mediterraneo in tempi geologicamente recenti (dopo l'ultima glaciazione).

Fino a pochi decenni fa era segnalata solo nelle acque più meridionali del Mediterraneo occidentale (Tortonese, 1965). Nel 1977 Tortonese segnala la presenza di questa specie oltre che nelle acque dell'Isola d'Elba e dell'Isola d'Ischia, anche in quelle del Golfo di Taranto. Da allora sono stati registrati altri tre ritrovamenti in acque italiane: Solinas *et al.* (1990) per la Sardegna, Giacobbe

e Rinelli (1992) per lo Stretto di Messina e Franceschini e Chimenz Gusso (1994-95) per le coste laziali (Fig. 1).

Questo ulteriore reperimento conferma che la specie, anche se rara, è tuttavia presente nelle acque italiane e sembra estendere il suo areale fino al settore più settentrionale del Mediterraneo Occidentale.

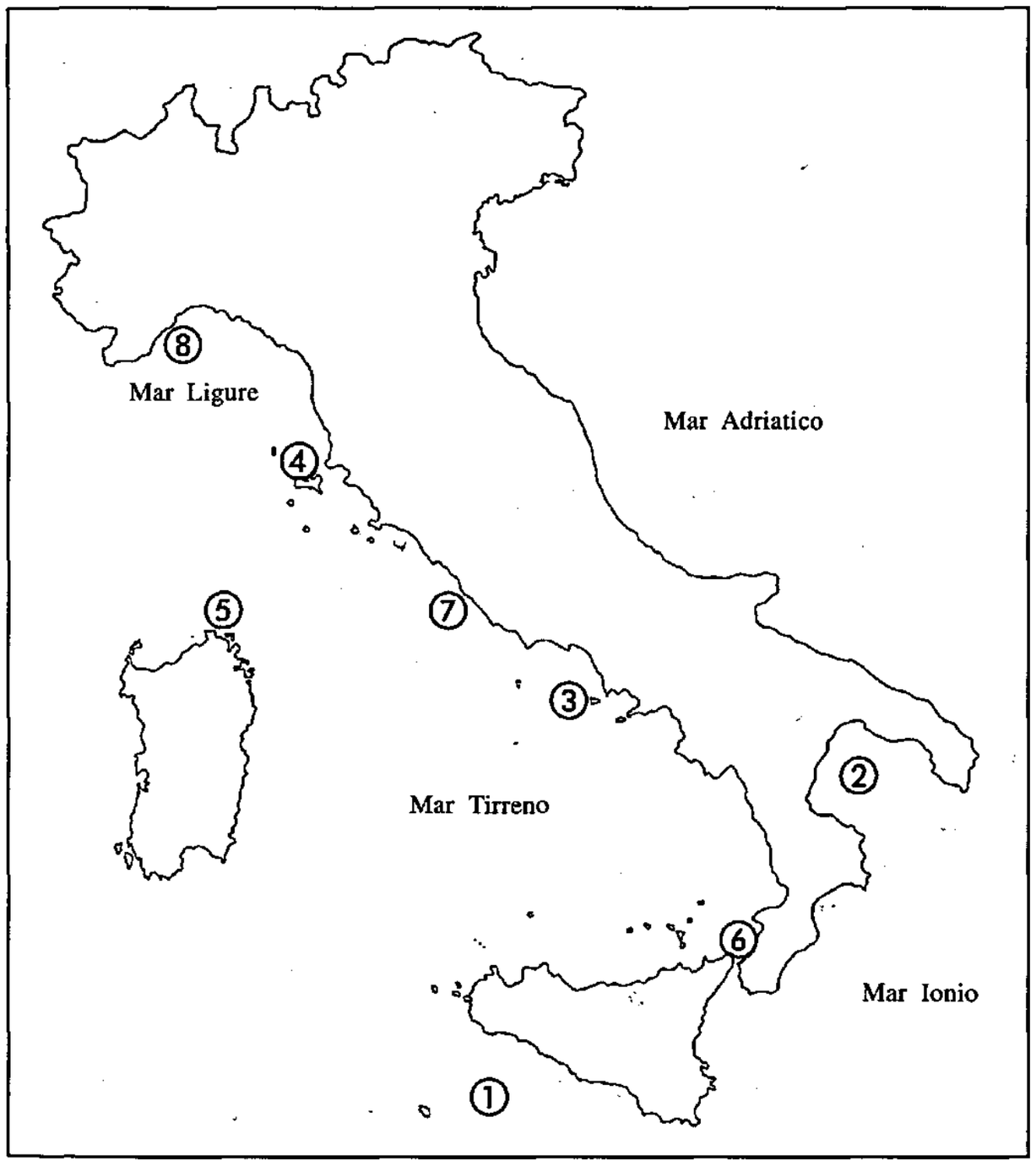


Fig. 1 - Ritrovamenti di *Arbaciella elegans* nelle acque italiane.
1: Tortonese (1965); 2-3-4: Tortonese (1977); 5: Solinas *et al.* (1990); 6: Giacobbe e Rinelli (1992); 7: Franceschini e Chimenz Gusso (1994-95); 8: presente lavoro).
Records of *Arbaciella elegans* in the Italian waters.
1: Tortonese (1965); 2-3-4: Tortonese (1977); 5: Solinas *et al.* (1990); 6: Giacobbe e Rinelli (1992); 7: Franceschini e Chimenz Gusso (1994-95); 8: present work.

Bibliografia

FRANCESCHINI G., CHIMENZ GUSSO C. (1994-95) - Echinodermi delle coste laziali. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ., Genova,* **60-61**: 191-200.

GIACOBBE S., RINELLI P. (1992) - Ecological notes on *Arbaciella elegans* (Mortensen) from populations of *Pinna* in the Straits of Messina. In: Scalera-Liaci L., Canicatti C. (eds.), *Echinoderm research, 1991*. A.A. BALKEMA, Rotterdam (Netherlands): 185-190.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) - *Nouveau manuel de bionomie bentique de la Mer Méditerranée.* Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume. Bullettin, **31** (47): 137 pp.

RELINI G., RELINI M., TORCHIA G. (1995) - La barriera artificiale di Loano. *Biol. Mar. Medit.,* **2** (1): 21-64.

SOLINAS P.L., REGIS M.B., TOLA S. (1990) - Nuova segnalazione di *Arbaciella elegans* Mortensen, 1910 (Echinoidea, Arbaciidae) nelle acque italiane. In: Cossu A., Gazale V., Milella I. (eds.), *Parchi Marini del Mediterraneo. Aspetti naturalistici e gestionali*. Istituto della civiltà del mare, S. Teodoro, Sassari (Italy): 231-233.

TORTONESE E. (1965) - *Echinodermata*. Edizioni Calderini Bologna: 139 pp.

TORTONESE E. (1977) - Recenti acquisizioni e rettifiche intorno ai Crinoidi, Oloturoidi, Ofiuroidi ed Echinoidi del Mediterraneo, con particolare riguardo alla fauna italiana. *Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano,* **118** (3-4): 333-352.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 646-650

R. VACCARELLA, P. PAPARELLA

Laboratorio di Biologia Marina - Molo Pizzoli (Porto) - 70123 Bari, Italia.

MAPPATURA DEI BANCHI DI *CHAMELEA GALLINA* (L.) (MOLLUSCA, BIVALVIA) NEI COMPARTIMENTI MARITTIMI DI TERMOLI, MANFREDONIA E MOLFETTA (ADRIATICO MERIDIONALE): 1994-1995

MAPPING BEDS OF *CHAMELEA GALLINA* (L.) (MOLLUSCA, BIVALVIA) IN THE DISTRICTS OF TERMOLI, MANFREDONIA AND MOLFETTA (SOUTHERN ADRIATIC SEA, ITALY): 1994-1995

Abstract

The distribution of baby clam Chamelea gallina (L.) *populations in the Southern Adriatic Sea was estimated by stratified dredge surveys from 1984 to 1995. The distribution of beds and the index of biomass, pertinent to the 1994 survey, obtained with the kriging technique are shown in maps.*

Key-words: Commercial baby-clam, *Chamelea gallina*, mapping, kriging technique, Southern Adriatic Sea.

Introduzione

Dal 1984 abbiamo svolto indagini sulla distribuzione e consistenza dei banchi di vongole, *Chamelea gallina* (L.), nel basso Adriatico, nei Compartimenti Marittimi di Manfredonia e Molfetta; nel biennio 1994-1995 l'indagine è stata estesa anche al Compartimento di Termoli.

Le stime annuali degli indici di biomassa di *C. gallina* mostrano variazioni sensibili dovute a molteplici fattori, primi tra i quali le condizioni ambientali, la pesca, il successo del reclutamento ecc. (Vaccarella *et al.*, in stampa).

Al fine di aumentare la tempestività e semplicità con cui i dati vengono diffusi presso gli operatori della pesca, con i quali il Ministero preposto dovrà concordare gli interventi, abbiamo ritenuto utile redigere mappe di facile consultazione, in cui è rappresentata la distribuzione e consistenza dei banchi di vongole.

Materiali e metodi

Per ottenere i dati di biomassa, dal 1984 al 1995, sono stati effettuati prelievi di *C. gallina* utilizzando una barca professionale armata con draga idraulica sperimentale. La draga aveva il cesto di raccolta diviso in tre settori con tondini metallici posti a 6 mm per il settore centrale e a 12 mm per quelli laterali. La diversa selettività dell'attrezzo permette di valutare la reale struttura demografica della popolazione, in quanto nel settore centrale si raccolgono gli esemplari più piccoli, a partire da 10 mm di lunghezza, che rappresentano la "biomassa totale", mentre nei settori laterali si raccolgono gli esemplari di taglia commerciale, di lunghezza $\geqslant 25$ mm, che rappresentano la "biomassa commerciale".

Sono state effettuate dragate di 50 metri, parallele alla costa, e ad ogni metro

di profondità, a partire da 2 m fino a 10 m.

Le cale sono state effettuate lungo 42 transetti perpendicolari alla costa e distanziati fra loro di circa 4 Km. La posizione delle stazioni è stata rilevata al momento del prelievo mediante GPS.

La stima dei valori di biomassa per area di pesca, riferita a ciascun Compartimento Marittimo, è stata effettuata utilizzando le formule dell'area spazzata (Sparre e Venema, 1992).

Le prime mappe realizzate, presentate in questa nota, si riferiscono ai risultati ottenuti dal survey del 1994.

Al fine di fornire una indicazione spazialmente diffusa, partendo dai dati puntuali è stata effettuata una interpolazione spaziale utilizzando un kriging sferico, mediante il programma Arc/ZnFo. E' stato scelto un variogramma sferico che è risultato quello che meglio si adatta ad una situazione in cui la correlazione tra i dati diminuisce velocemente all'aumentare della distanza tra i punti. Per la produzione delle mappe è stato utilizzato il programma ArcView GIS-E.S.R.Z.

Risultati e discussione

Gli indici di biomassa rilevati dal 1984 al 1995, con interruzione degli anni 1988, 1989 e 1993, hanno mostrato un andamento negativo sino dal 1986, raggiungendo i valori più bassi negli anni 1990 e 1991 (tab. 1).

Una lenta ripresa dei banchi è stata osservata nel 1992 ed è stata confermata nel 1994, raggiungendo nel 1995 valori di "biomassa totale" elevati come quelli stimati nel periodo 1984-1985 (Tab. 1).

Tab. 1 - Indici di "biomassa totale" dei tre Compartimenti Marittimi investigati dal 1984 al 1995.
Indices of "total biomass" in the three maritime Districts surveyed from 1984 to 1995.

Anno Compartimento	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Termoli											12,97	87,7
Manfredonia	15,42	52,35	4,98	15,33	-	-	2,25	1,55	9,06	-	13,36	41,06
Molfetta	37,41	73,23	15,43	131,7	-	-	2,57	1,05	9,66	-	10,31	19,50

Per questo abbiamo redatto 21 mappe, che coprono l'intera area esaminata, con scala 1:50.000. Le singole carte sono state poi raccolte in quadri di unione relativi ai compartimenti di Termoli, Manfredonia e Molfetta e in un quadro generale con scala 1:1.000.000 (fig. 1a e 1b). Nella carta più particolareggiata la posizione di ciascun prelievo, individuato da un punto, è facilmente rilevabile dalle indicazioni cartografiche.

Per ciascuna stazione sono quindi riportati gli indici di biomassa espressi come Kg/1000 m^2 e la quantità di esemplari commerciali espressa come intervalli percentuali.

Sulle carte prodotte, utilizzando tutte le informazioni rese disponibili dal procedimento di interpolazione, oltre al valore stimato, è evidenziata una zona dell'affidabilità della stima, che dipende dalla variabilità del dato e dalla densità dei campioni disponibili.

La zona di affidabilità è definita dalla superficie racchiusa dal limite di

Quadro di Unione

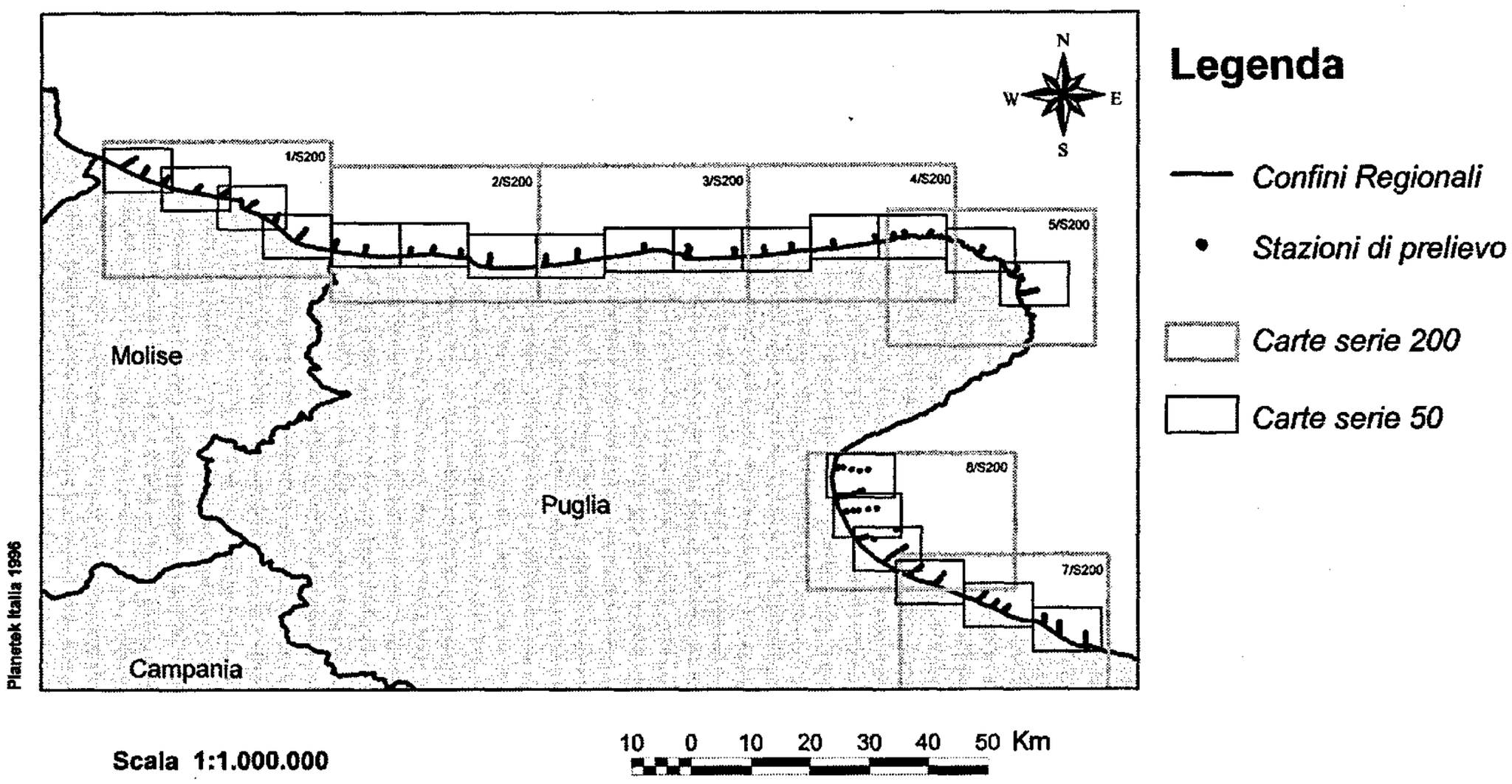


Fig. 1a - Quadro d'insieme delle aree e dei transetti effettuati nel 1994-1995.
General picture of the sampling areas and transects surveyed in 1994-1995.

significatività, in cui la varianza della interpolazione è minore del valore medio stimato meno la varianza.

In questo primo approccio il risultato del kriging, condotto su 260 stazioni che hanno coperto un'area di circa 200 km², ha evidenziato la bassa correlazione dei dati disponibili ed inoltre i limiti di significatività si sono rivelati un utile strumento, in quanto evidenziano le aree in cui sarebbe opportuno raccogliere un maggior numero di campioni.

Conclusioni

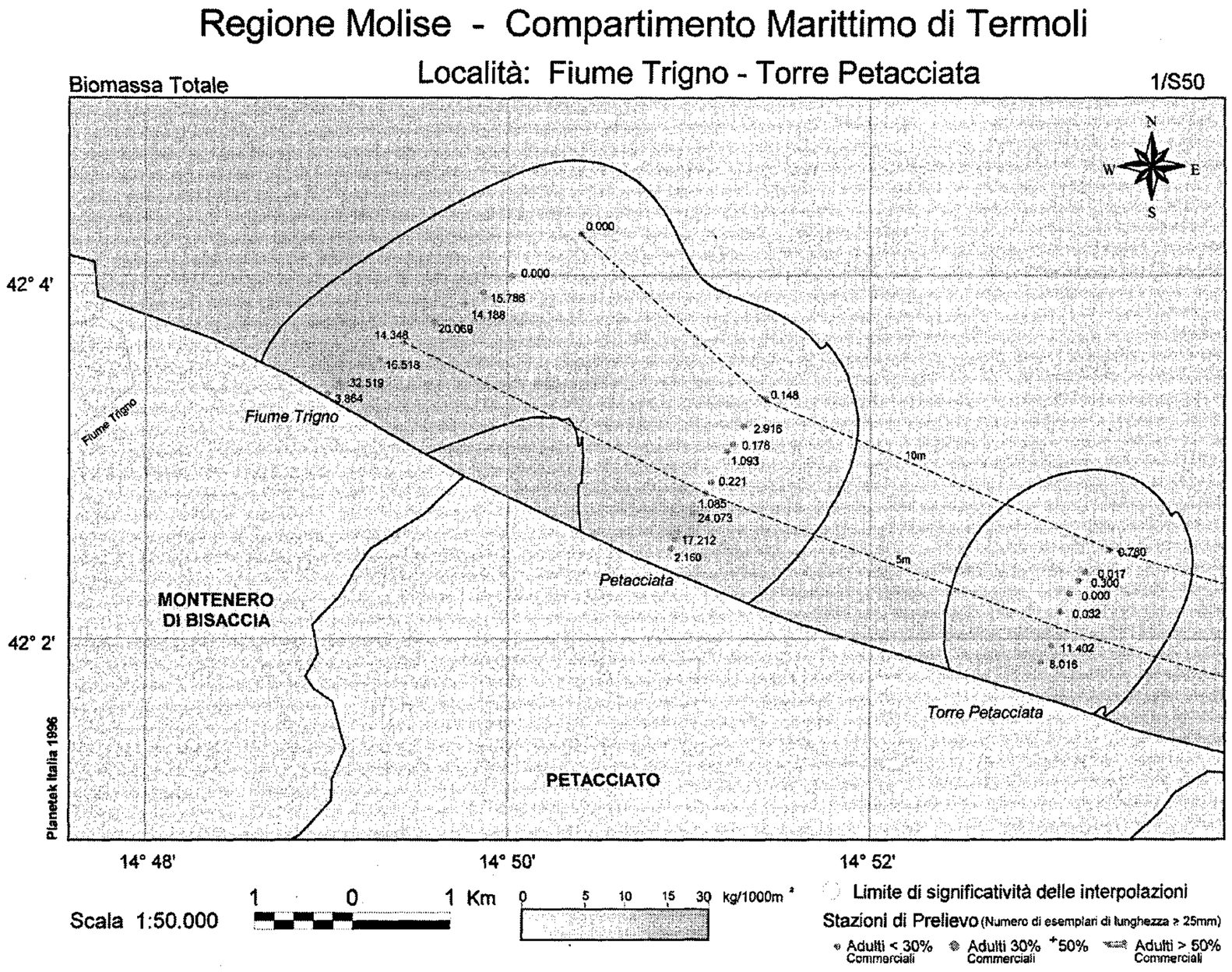
Le mappe ottenute, oltre ad essere di immediata comprensione anche da parte degli operatori meno esperti, evidenziano le aree (delimitate dalla linea di significatività, Fig. 1b) in cui è necessario intensificare lo sforzo di campionamento, al fine da conseguire una più elevata affidabilità dei risultati.

Pertanto, la rapidità del metodo qui utilizzato permetterebbe l'integrazione del campionamento, al fine da coprire anche le aree ricadenti al di fuori delle zone di affidabilità, mentre la campagna dei prelievi sperimentali è ancora in corso.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Ing. Samarelli ed il Sig. Martinucci (Planetek - Tecnopolis - Bari) per la preziosa collaborazione offerta nella realizzazione delle carte.

Fig. 1b - Rilievi relativi al riquadro A in Fig. 1a, con indicate le isolinee relative alla biomassa di *Chamelea gallina*, ottenute con la tecnica del kriging. La linea spessa più scura rappresenta il limite di significatività delle interpolazioni.
Sampling related to area A in Fig. 1a. The isolines of the biomass of *Chamelea gallina* are indicated, as well as the significant limit of interpolation, according to the kriging technique (thick line).



Bibliografia

SPARRE P., VENEMA S.C. (1992) - Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. *FAO Fisheries Tecnical Paper*, 306.1, Rev. 1. Rome FAO: 376 pp.

VACCARELLA R., PASTORELLI A.M., PAPARELLA P., DE ZIO V., ROSITANI L., MARANO G. (in stampa) - Fluttuazioni di biomassa di *Chamelea gallina* (L.) nel Basso Adriatico (1994-1995). Seminario Risorse demersali - Fano (1996). *Biol. Mar. Med.*, **5** (2).

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 651-656

M.R. VADRUCCI, S. MELE, P. MARRA, V. ZONNO, G. MAGAZZÙ*

Dipartimento di Biologia, Università di Lecce, Via Prov. Lecce–Monteroni - 73100 Lecce, Italia.
*ISEC-CNR, Via Pola, 4 – Lesina, Foggia, Italia.

EVOLUZIONE DEL LIVELLO TROFICO DELLO STAGNO DI ACQUATINA (LECCE) DAL 1992 AL 1996

EVOLUTION OF TROPHIC LEVEL IN THE ACQUATINA BRACKISH POND FROM 1992 TO 1996

Abstract

The trophic level of the Acquatina brackish pond is limited by the phosphorus which maintains the phytoplanktonic biomass and the primary production in a meso-oligotrophic condition. All the results concerning primary production, phytoplanktonic biomass and nutrient salts concentrations (N and P), obtained in the last two years of sampling (1995-1996) are compared with those of the 1991–1994, only to verify if significative variations can be associated to the integrate aquaculture system, present in the Acquatina brackish pond since August 1995.

Key-words: Trophic level, Primary production, Aquaculture system, brackish pound.

Introduzione

Indagini sistematiche (Vadrucci *et al.*, 1995; Calò *et al.*, 1996; Giacobbe *et al.*, 1996 e Vadrucci *et al.*, 1996) condotte, a partire dal Marzo 1991 e tuttora in corso, nello stagno di Acquatina (Frigole, Lecce) hanno consentito di accertare che il livello trofico di questo ecosistema costiero salmastro è drasticamente limitato dal fosforo che mantiene la biomassa fitoplanctonica e la produzione primaria in una condizione di meso-oligotrofia. Negli ultimi due anni, la gestione dell'ambiente è stata affidata ad una Cooperativa, che sotto la direzione del Dipartimento di Biologia dell'Università di Lecce, ha avviato un progetto per la sua valorizzazione produttiva. A partire dall'Agosto del 1995 in un'area limitata dello stagno (3200 m^2, circa l'1% della superficie) è stato avviato un esperimento di acquacoltura di tipo semintensivo con specie ittiche eurialine (*Spaurus aurata* e *Dicentrarchus labrax*). Tale attività è stata preceduta da diversi interventi mirati a migliorare gli scambi idrici tra lo stagno, l'ambiente marino adiacente e le acque dolci afferenti dal canale principale. In questo lavoro vengono presentati i risultati relativi alla produzione primaria, alla biomassa fitoplanctonica e alla concentrazione dei sali nutritivi di azoto e fosforo registrati negli ultimi due anni di campionamento (1995-1996). Tali risultati vengono confrontati con quelli ottenuti negli anni precedenti (1991-1994) allo scopo di verificare, nell'ambito della consueta attività di controllo e monitoraggio su questo ambiente, eventuali variazioni del livello trofico associabili o meno alla sperimentazione di acquacoltura attualmente in corso nello stagno.

Materiali e metodi

Lo stagno di Acquatina è un bacino costiero salmastro situato lungo il litorale adriatico della penisola salentina. Esso è in collegamento con il mare attra-

verso un canale largo 15 m e lungo 400 m, e riceve importanti contributi di acqua dolce dal canale Giammatteo (situato nel versante settentrionale del bacino) e da numerosi rivi minori che raccolgono l'acqua di falda affiorante nella zona. I campionamenti nello stagno sono stati condotti con cadenza quindicinale in tre stazioni (Fig. 1). La determinazione della produzione primaria (metodo del C^{14},

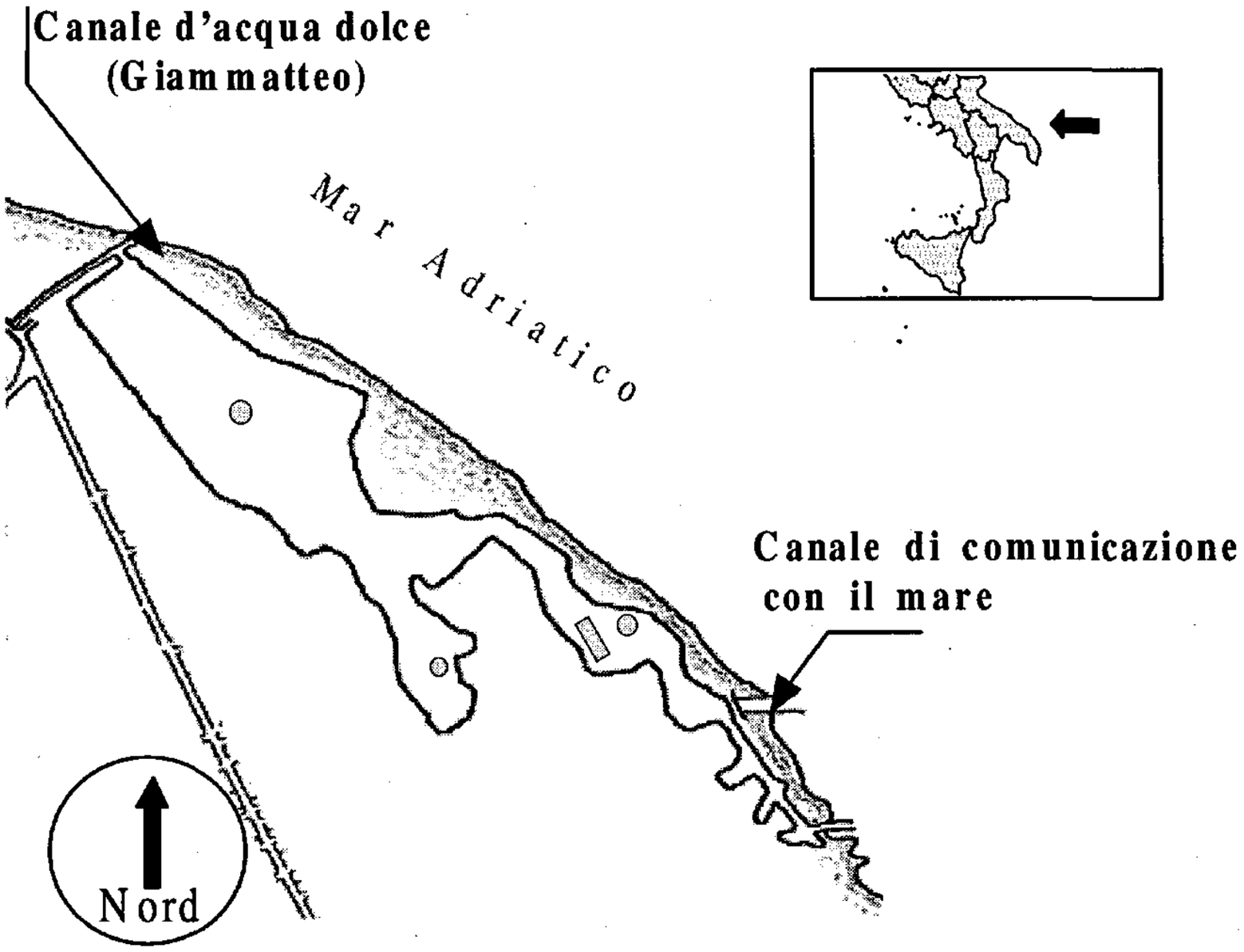


Fig. 1 - Lo stagno salmastro di Acquatina, le stazioni di campionamento ◎ e l'area sede ▭ dell'impianto di acquacoltura.
Acquatina brackish pound, sampling stations ◎ and the aquaculture system area ▭.

esposizione in *situ* e sottrazione della bottiglia scura) è stata effettuata su campioni di superficie, mentre la biomassa fitoplanctonica (espressa come Chl *a*- metodo spettrofluorimetrico) e i sali nutritivi di N e P sono stati determinati sia in superficie che in profondità (1,5 m; prof. massima del bacino 1,8 m) secondo i protocolli di lavoro indicati da Calò *et al.*, 1996 e Vadrucci *et al.*, 1996. Per le serie temporali (1992-1996) di produzione primaria, fosforo reattivo e biomassa fitoplanctonica, sono stati utilizzati i valori medi mensili delle tre stazioni di campionamento in quanto non presentavano tra loro differenze statisticamente significative. Inoltre, sono state calcolate le linee di tendenza mediante medie mobili centrate di dodici mesi, le quali consentono sia una rapida valutazione dell'evoluzione di questi parametri nel periodo di studio considerato, sia l'eliminazione di quelle oscillazioni imputabili alle variazioni stagionali. Per i sali di azoto (NH_4^+ e NO_2^-+NO_3^-) sono stati invece ottenuti i cicli annuali medi. Il metodo utilizzato è quello della serie ideale di dodici mesi: ad ogni mese dell'anno corrisponde un valore che è il risultato della media dei valori registrati per quel mese (il quale è a sua volta il valore medio di due campionamenti mensili) in tutti gli anni di osservazione considerati (1992-1996).

Risultati

Sequenza temporale del fosforo inorganico, della produzione primaria e biomassa fitoplanctonica

In Tab. 1 sono riportati i valori medi mensili di produzione primaria, biomassa fitoplanctonica, fosforo inorganico, $NO_2^-+NO_3^-$ e NH_4^+.

Tab. 1 - Valori medi mensili di produzione primaria, biomassa fitoplanctonica, fosforo inorganico, NO_2^- + NO_3^- e NH_4^+ nello stagno salmastro di Acquatina dal Gennaio 1992 al Dicembre 1996.
Month average values of primary production, phytoplanktonic biomass, inorganic phosphorus, NO_2^- + NO_3^- and NH_4^+ in the Acquatina brackish pound from January 1992 to December 1996.

Mesi	P. Primaria $\mu gCdm^{-3}h^{-1}$	Chl*a* μgdm^{-3}	PO_4^{3-} µM	$NO_2^-+NO_3^-$ µM	NH_4^+ µM
gen-92	2,116	0,567	0,504	6,423	7,607
feb-92	0,787	0,574	0,546	5,511	4,520
mar-92	0,892	0,895	0,255	4,408	6,506
apr-92	3,250	1,151	0,214	4,791	4,192
mag-92	2,734	1,439	0,092	5,296	4,347
giu-92	3,973	1,667	0,146	4,596	5,040
lug-92	3,071	1,353	0,092	4,077	3,408
ago-92		0,401	0,339		
set-92	5,158	0,437	0,218	5,587	3,914
ott-92	4,158	1,411	0,203	9,456	2,884
nov-92	7,800	0,893	0,242	10,733	1,461
dic-92	4,480	1,335	0,192	12,125	1,453
gen-93	0,844	0,980			
feb-93	0,862	0,699	0,443	9,554	2,303
mar-93	1,176	0,016	0,451	8,799	5,590
apr-93	1,113	0,113	0,427	8,021	8,578
mag-93	1,079	0,141	0,212	2,958	6,263
giu-93	1,413	0,182	0,119	8,385	2,901
lug-93	1,236	0,097	0,159	4,071	2,899
ago-93		0,095	0,025		3,965
set-93	1,806	0,117	0,176	8,423	5,488
ott-93	3,900	0,350	0,146	8,778	4,503
nov-93	1,055	0,568	0,034	10,041	1,963
dic-93	2,321	1,793	0,186	16,728	0,917
gen-94	1,163	1,019	0,116	8,132	1,076
feb-94	1,777	5,395	0,059	27,812	0,641
mar-94	1,164	1,263	0,085	9,343	1,691
apr-94	0,458	1,640	0,278	18,321	1,508
mag-94	0,955	1,155	0,047	6,204	2,146
giu-94	1,950	1,767	0,032	8,913	0,513
lug-94	1,729	1,601	0,092	13,223	4,855
ago-94	2,357	0,310	0,139	3,452	2,536
set-94	5,459	2,767	0,015	8,986	3,147
ott-94	0,344	0,807	0,222	8,132	1,719
nov-94	0,366	0,983	0,057	18,475	1,103
dic-94	0,174	0,191	0,002	17,687	1,510
gen-95	1,274	0,605	0,024	26,733	0,770
feb-95	0,848	1,047	0,025	34,664	0,580
mar-95	0,185	1,182	0,073	20,208	1,077
apr-95	0,357	0,844	0,096	13,569	2,420
mag-95	0,263	2,215	0,049	3,889	2,215
giu-95	0,924	4,560	0,087	3,762	3,133
lug-95	0,150	0,805	0,028	3,297	3,273
ago-95					
set-95	0,329	1,083	0,053	5,327	3,120
ott-95	0,534	0,514	0,033	10,774	3,170
nov-95	0,209	0,653	0,014	24.155	2,553
dic-95	0,214	0,508	0,000	6,080	3,310
gen-96	0,365	1,143	0,115	24,942	2,167
feb-96		2,560	0,023	17,154	1,163
mar-96	0,595	2,286	0,000	8,321	1,261
apr-96	0,080	1,898	0,114	11,904	2,010
mag-96	0,174	1,197	0,041	13,368	3,751
giu-96	3,207	1,327	0,046	8,838	6,328
lug-96	0,333	0,960	0,024	11,157	4,126
ago-96					
set-96	0,491	0,977	0,030	9,813	6,627
ott-96	0,750	2,740	0,013		2,930
nov-96	0,558	1,081	0,065	10,186	2,293
dic-96		0,461	0,063	15,049	1,106

In Fig. 2 viene presentato l'andamento nel tempo del fosforo reattivo, dell'assimilazione di C^{14} (produzione primaria netta) e della biomassa fitoplanctonica dal 1992 al 1996 e le linee di tendenza delle serie temporali. Dai risultati emerge che la produzione primaria tende a diminuire negli ultimi due anni passando, dal triennio Gennaio 1992-Dicembre 1994 da valori compresi tra 0,17 e 5,46 $\mu gCdm^{-3}h^{-1}$ con un picco di 7,80 $\mu gCdm^{-3}h^{-1}$ osservato a Novembre del 1992, a valori compresi tra 0,08 e 1,27 $\mu gCdm^{-3}h^{-1}$ (Gennaio 1995- Dicembre 1996) con un solo massimo stagionale di 3,21 $\mu gCdm^{-3}h^{-1}$ verificatosi nel Giugno del 1996. Tale condizione appare nettamente correlata con il decremento della concentrazione del fosforo inorganico disponibile, anche se il trend decrescente di questo nutriente è evidenziabile già a partire dal 1993, e sembra essere associato all'aumentato ricambio idrico procurato dal dragaggio del canale di comunicazione con il mare. La linea di tendenza per la clorofilla (Fig. 2) in tutto il periodo di osservazioni

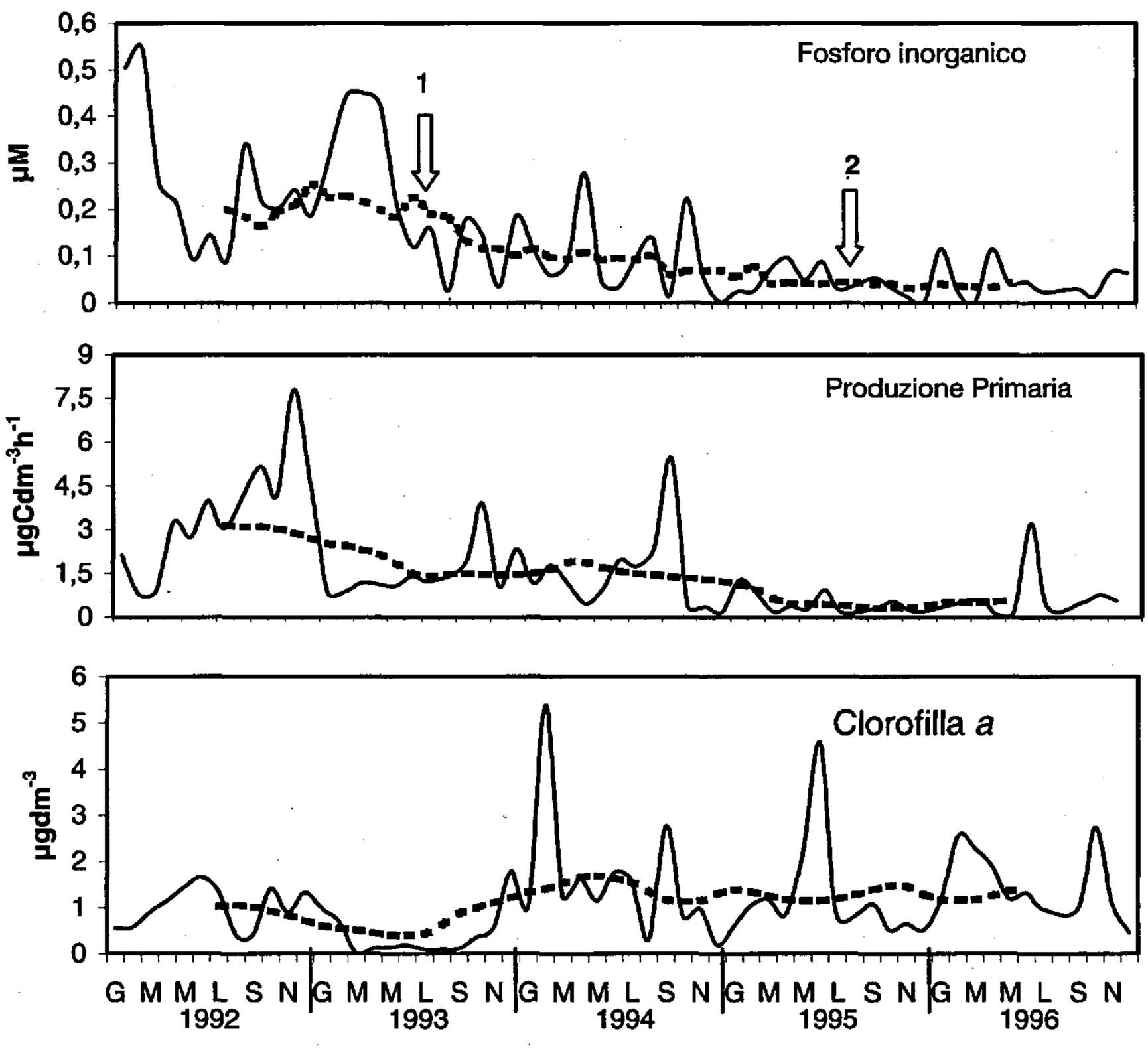


Fig. 2 - Andamenti temporali e linee di tendenza (linee tratteggiate) del fosforo inorganico, della produzione primaria e della biomassa fitoplanctonica nello stagno salmastro di Acquatina dal 1992 al 1996 (1 indica l'ampliamento del canale di comunicazione con il mare, 2 indica l'inizio dell'esperimento di acquacoltura).

Time series and trend (dashed lines) of inorganic phosphorus, primary production and phytoplanktonic biomass in the Acquatina brackish pound from 1992 to 1996 (the number 1 shows the enlargement of the comunication channel with the sea, the number 2 the beginning of the aquaculture experiment).

appare condizionata dalla bassa concentrazione misurata durante buona parte del 1993 (associabile alla corrispondente diminuzione del fosforo inorganico) che si ripercuote sul trend totale con un tracciato sostanzialmente stazionario.

I valori assoluti nel periodo successivo all'inizio dell'esperimento di acquacoltura risultano contenuti al di sotto di 2 μgdm^{-3} con i massimi stagionali (Febbraio ed Ottobre 1996) inferiori a quelli misurati nel periodo precedente l'inizio dell'esperimento e in accordo con la diminuzione di produzione primaria.

Ciclo annuale medio dell'azoto inorganico

Il ciclo annuale medio dell'ammoniaca presenta massimi estivi e minimi invernali, in accordo con il modello tipico degli ecosistemi costieri temperati. La concentrazione di NH_4^+ misurata nel 1995 (min 0,58–max 3,31 μM) (Fig. 3) non presenta differenze sostanziali rispetto all'andamento del ciclo annuale medio. Nel 1996 si assiste, tuttavia, ad un considerevole aumento della concentrazione nel periodo estivo (massimi in giugno e settembre con valori superiori a 6 μM). Tale incremento potrebbe essere imputabile all'aumentato apporto dei prodotti di escrezione derivanti dall'allevamento ittico.

Il ciclo annuale medio delle forme ossidate di azoto (Fig. 3) è praticamente speculare a quello dell'ammoniaca, con massimi invernali e minimi estivi (rispettivamente 5,1 e 18,5 μM). L'incremento che si osserva nello stagno nei mesi invernali può essere giustificato dal maggior apporto pluviale che favorisce il dilavamento dei terreni agricoli attorno allo stagno e dal maggior afflusso di acqua dolce derivante dal canale Giammatteo (Calò *et. al.*, 1996). I valori relativi al 1995 presentano due picchi di massimo molto pronunciati nei mesi di Febbraio e Novembre (rispettivamente 34,66 e 24,15 μM). Durante il 1996, invece, le forme di azoto ossidato mostrano concentrazioni (8,32-24,94 μM) del tutto simili a quelle previste dal ciclo medio annuale.

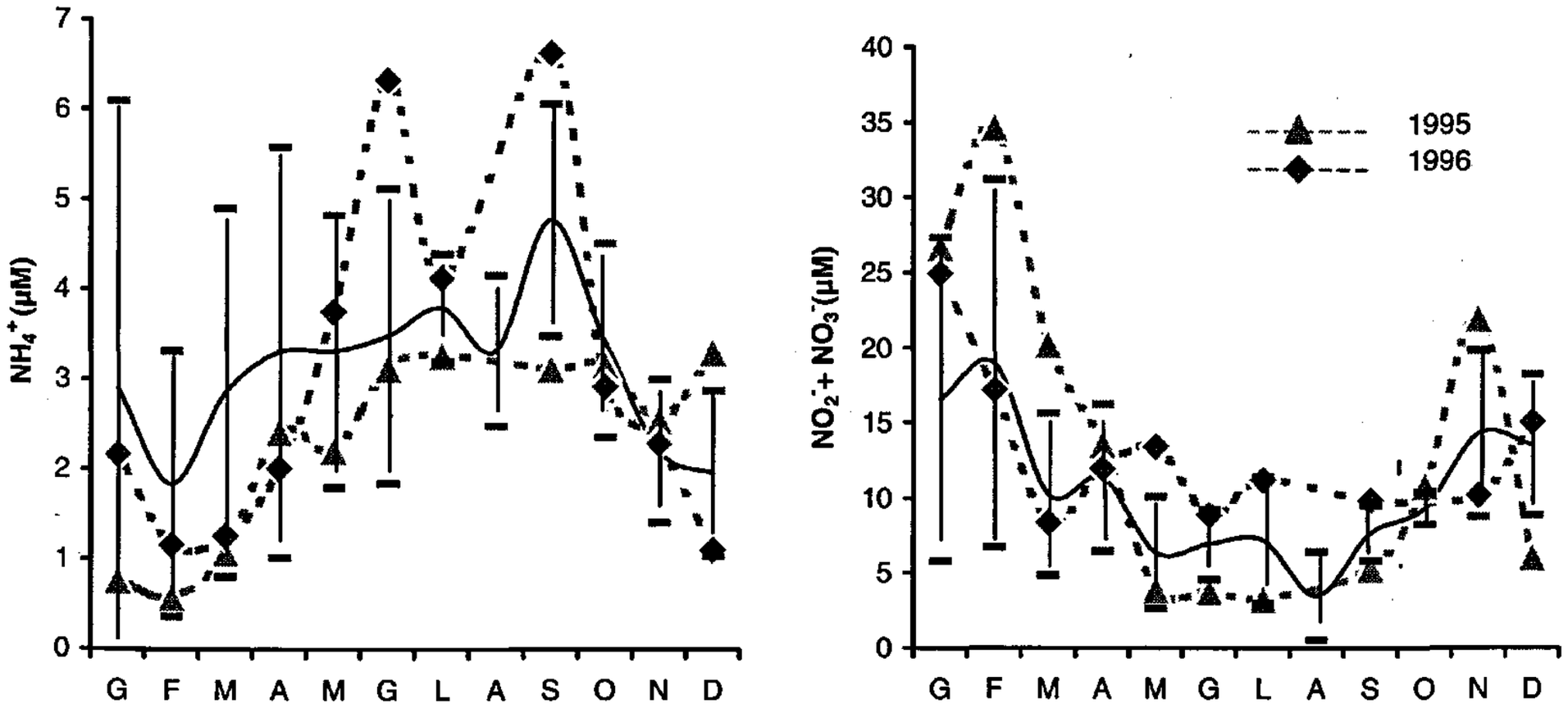


Fig. 3 - Ciclo medio annuale e concentrazioni di NH_4^+ e $NO_2^-+NO_3^-$ misurate nel 1995 e 1996 nello stagno salmastro di Acquatina.

Annual cycle and NH_4^+, $NO_2^-+NO_3^-$ concentrations measured in the Acquatina bracksh pound in 1995 and 1996.

Conclusioni

In definitiva, si può ritenere che, almeno nel corso di questi ultimi due anni, non si sia verificato, a seguito delle forzanti introdotte (aumento del ricambio idrico e impianto di acquacoltura), una sostanziale variazione nell'equilibrio trofico dell'ecosistema e, tanto meno, un suo incremento di livello. Questa condizione è sicuramente in rapporto alla gestione dello stagno cui è stato assicurato un adeguato ricambio che ha favorito l'allontanamento dei prodotti dell'allevamento dall'ambiente. Tuttavia, l'aumento del ricambio idrico con il mare ha inciso sulla concentrazione del P, già individuato elemento limitante per l'ecosistema (Vadrucci *et al.*, 1995), favorendo l'impoverimento della riserva di PO_4^{3-} e, conseguentemente, procurando una diminuzione dell'attività fotosintetica e della produzione primaria.

Bibliografia

CALO' E., SAMBATI A., SAMMARCO P., MAGAZZU' G. (1996) – Caratterizzazione chimico–fisica in serie temporale dello stagno salmastro di Acquatina (Lecce) dal 1991 al 1995. *S.IT.E Atti,* **17**: 461-465.

GIACOBBE M.G., VADRUCCI M.R., PUGLISI A., MAIMONE G., MAGAZZU' G. (1996) – Ciclo annuale del fitoplancton nello stagno di Acquatina in relazione alle condizioni ambientali. *S.IT.E. Atti*, **17**: 451-454.

VADRUCCI M. R., DECEMBRINI F., MAGAZZU' G. (1995) – Ruolo limitante del fosforo sulla produzione primaria nello stagno salmastro di Acquatina. *S.I.T.E. Atti*, **16**: 225-228.

VADRUCCI M.R., FIOCCA A., DECEMBRINI F., MAGAZZU' G. (1996) – Biomassa e produzione fitoplanctonica frazionate in un ambiente salmastro meso-oligotrofico del Salento (Stagno di Acquatina 1991-1994). S.*IT.E. Atti*, **17**: 455-459.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 657-660

L. VITALE, L.A. CHESSA

Dipartimento di Scienze Zootecniche, Università di Sassari,
Via De Nicola, 9 - 07100 Sassari, Italia.

INDAGINI SULLE *BANQUETTES* DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE DEL LITORALE DI STINTINO (SARDEGNA NW)

INVESTIGATION ON THE WRACK BEDS OF *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE OF STINTINO COAST (NW SARDINIA)

Abstract

The abundance as well as the biochemical composition of wrack beds of Posidonia oceanica *(L.) Delile in the Asinara Gulf was measured. It was found that the extension of 2.1 Km of detritus banks had a volume of 6.2 m³. Proteins and lipids showed very low abundance (2.8% and 0,58%), while the content of cellulosa was very high 42,7%. Among the macroelements Ca and Mg showed the highest concentration (20,8% and 8,35%).*

Key-words: *Posidonia oceanica*, wrack beds, detritus, Sardinia.

Introduzione

La presenza di estesi cumuli di *banquettes* di *Posidonia oceanica* (L.) Delile nell'ampio tratto di litorale compreso tra Stintino e Fiume Santo (Golfo dell'Asinara), garantisce un'efficace protezione. Esso è, infatti, sottoposto a frequenti aggressioni da parte dei venti del I e IV quadrante ed anche all'impatto di pratiche irrazionali di pesca.

Tuttavia varie utenze della fascia costiera vorrebbero che tali b*anquettes* fossero rimosse soprattutto per esigenze di carattere turistico. A tal proposito un provvedimento di legge impone la loro asportazione in quanto assimilabili a rifiuti solidi urbani.

Considerato il ruolo svolto da tali formazioni nell'ecosistema costiero e constatata la scarsità di studi sull'argomento, si è deciso di effettuare uno studio *ad hoc*. In occasione di uno spiaggiamento notevole, verificatosi durante una singola stagione, sono state condotte indagini per valutare l'estensione dei cumuli ed analizzare la composizione biochimica del detrito di Posidonia.

Materiali e metodi

Allo scopo è stata scelta una spiaggia della Sardegna NW, lungo il litorale delle Saline, in prossimità di Stintino, estesa per 8,8 Km e caratterizzata da sabbia e ciottoli (Fig. 1) ove di solito le *banquettes* presentano notevole sviluppo. Qui la prateria di Posidonia si estende da -2,5 m a -25 m con limite superiore irregolare e chiazzato, limite inferiore abbastanza netto e parallelo alla linea di costa e un'ampia zona intermedia spoglia.

Al fine di stimare l'entità dello spiaggiamento è stata misurata l'estensione e la cubatura della zona interessata, operando su singole sezioni e determinando la biomassa totale del detrito.

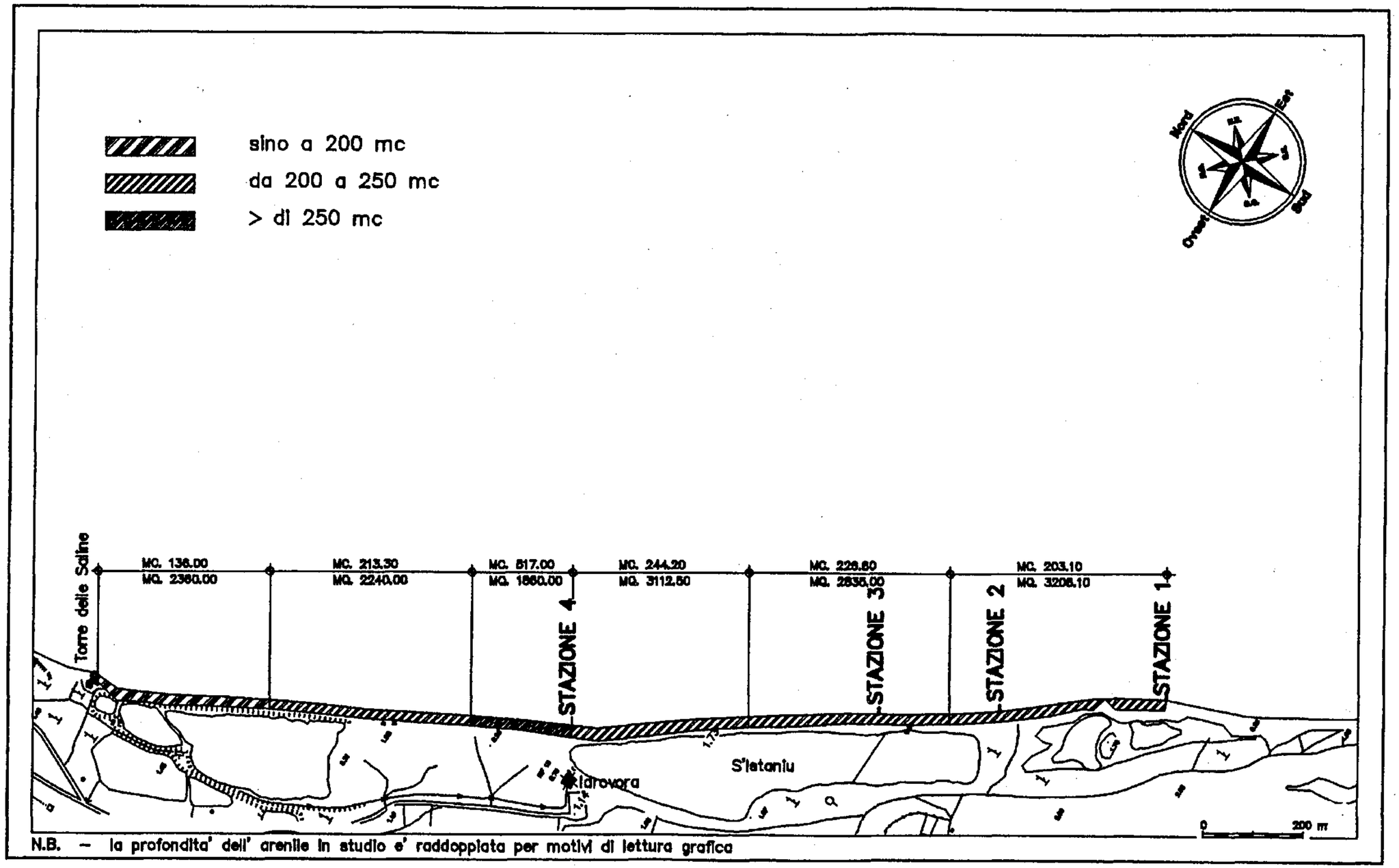


Fig. 1 - Estensione topografica e volume delle *banquettes* di Posidonia lungo il litorale studiato.
Topography extention and volume of the wrack beds along the coast studied.

Inoltre su campioni di foglie, prelevati in 4 stazioni (Fig. 1) a due differenti altezze della *banquette,* sono state eseguite le seguenti analisi: proteina grezza, lipidi, fibra grezza (cellulosa, emicellulosa, lignina) ed elementi minerali. I dati espressi nei risultati sono la media di due determinazioni per campione.

Risultati e discussione

La carta del litorale ricostruita in scala 1:5.000 riporta l'estensione ed i volumi delle *banquettes* (Fig. 1). Il tratto costiero interessato dallo spiaggiamento è esteso per 2,1 Km dalla Torre delle Saline verso SE. Al volume totale di 6,2 m^3, riferito al tal quale (frazione umida) e rilevato *in situ,* corrisponde un valore di 7,3 m^3 (+17,4%) per le foglie essiccate. Tenuto conto che il peso specifico delle foglie umide è di 229 Kg/m^3, il peso complessivo delle *banquettes* è stimabile in 1429 t. La biomassa totale, espressa come peso secco, è invece di 255 t (il contenuto in acqua 1.173 t). Essa non appare uniforme lungo tutto il litorale ed in due tratti si osservano valori particolarmente elevati: 130 t e 82 t dopo rispettivamente 900 e 1.800 m dalla Torre delle Saline (Fig. 1). Tali variazioni sono verosimilmente legate alla dinamica del trasporto costiero.

Per quanto concerne le analisi biochimiche effettuate sul materiale essiccato, proteine grezze e lipidi hanno mostrato valori medi molto bassi, rispettivamente di 2,8 % e 0,58 %. I valori relativi alla fibra risultano invece elevati per la cellulosa 42,7 % e la lignina 17,73 %, meno per l'emicellulosa 4,47 %. L'analisi dei macroelementi ha prodotto i seguenti risultati: Ca 20,8 ‰, Na 4,6 ‰, K 1,25 ‰ e Mg 8,35 ‰. La loro concentrazione è apparsa, a queste prime analisi, abbastanza uniforme sia nella stessa stazione sia tra stazioni diverse, al variare dell'altezza di campionamento nella *banquette.*

Tra i microelementi il Fe è risultato pari a 2.380 p.p.m., mentre zinco, rame e manganese 43,6, 16,6 e 13,9 p.p.m. rispettivamente.

In confronto a quanto riscontrato da Baldissera Nordio *et al.* (1967) per le foglie vive, il contenuto in proteine grezze, lipidi e ceneri è inferiore, mentre la fibra grezza e la lignina sono nettamente superiori. La concentrazione dei macroelementi, rame, zinco e soprattutto ferro è maggiore rispetto a quella trovata da Saïdane *et al.* (1979) sulle *banquettes* (2.380 p.p.m. contro 977 p.p.m. per Fe), mentre il manganese è lievemente più basso.

Conclusioni

Riteniamo che l'asportazione delle *banquettes* del litorale in questione sia sconsigliabile. Dovrebbe essere eccezionalmente permessa, nel periodo estivo, in tratti di litorale circoscritti, per sole esigenze turistiche. In caso di asportazione forzata, appare irrazionale destinare per intero il detrito di Posidonia alle discariche municipali (D.P.R. 915/82 del 10/09/1982), sarebbe invece più opportuno riciclarlo attraverso impieghi in campo agricolo. Le nostre indagini, infatti, confermano che il materiale fogliare può essere utilizzato proficuamente in orticoltura e per le colture idroponiche, data la presenza di quantità sensibili di sali minerali e l'alto rapporto C/N, pari a 86,15 (Saïdane *et al.* 1979). Ciò lo rende, opportunamente integrato, un ottimo ammendante del terreno per la sua capacità di trasformarsi lentamente ma progressivamente in *humus;* non risulta invece adatto

ad impieghi in campo zootecnico, a causa dello scarso valore nutritivo e della gran quantità di fibra e lignina.

Bibliografia

BALDISSERA NORDIO C., GALLARATI SCOTTI G.C. (1967) - Sulla composizione chimica delle foglie di *Posidonia oceanica* raccolte in varie epoche località e profondità. *Atti della Società Italiana delle Scienze Veterinarie,* **21**: 1-4.

SAÏDANE A., DE WAELE N., VAN DE VELDE R. (1979) - Contribution à l'étude du compostage de plantes marines en vue de la préparation d'un amendement organique et d'un substrat horticole. *Bull. Inst. natn. scient. tech. Océanogr. Peche Salammbo*, **6** (1-4): 133-150.

Lavoro eseguito con contributo MURST 40%.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 661-664

G. Bono, L. Cannizzaro, S. Gancitano, P. Rizzo

Istituto di Tecnologia della Pesca e del Pescato - C.N.R.
Via L. Vaccara, 61 - Mazara del Vallo, Trapani, Italia.

LA PESCA SUI CANNIZZATI: ASPETTI QUALI-QUANTITATIVI

FISHING ON CANNIZZI: QUALITATIVE AND QUANTITATIVE ASPECTS

Abstract

An experimental fishing survey using cannizzi (FADs: Fishing Aggregation Devices) was carried out off NW of Trapani (Sicily). Target species was the dolphin-fish (Coryphaena hippurus). Naucrates ductor, Seriola dumerili, Polyprion americanus *and* Schedophilus ovalis *completed the catch but were considered as by-catch. Specimens number, total weight were taken and average weight, catch percentage per species and fishing day were estimated.*

Key-words: Fishery, Fad, Catch, Sicilian Channel.

Introduzione

La pesca della lampuga mediante "cannizzi" e rete da circuizione è tradizionalmente praticata in tutta la Sicilia. Si è affermato di frequente che nell'ipotesi di una globale gestione delle risorse pescabili, risulti sempre più determinante scoprire e valorizzare attività di pesca alternative alle attuali. In tale ambito e concentrando l'attenzione all'ambiente pelagico, orientare le attività di pesca verso la cattura di particolari specie può rappresentare un potenziale obiettivo di pesca alternativo al sovrasfruttamento di tonnidi e pesce spada. Scopo di questa nota è la valutazione di alcuni aspetti della composizione qualitativa e quantitativa delle catture della pesca mediante cannizzi e rete da circuizione.

Materiali e metodi

Nell'ambito del progetto "Dolphin-Fish Biological and Fishing data in the Western Mediterranean" condotto dall'ITPP con finanziamento della U.E. è stata programmata, in un'area a circa 14 miglia a nord-ovest di Trapani, una campagna di pesca mediante cannizzi e rete da circuizione costituita da 9 uscite una a settimana a partire da settembre. Nel rispetto delle abitudini dei pescatori locali, nell'agosto 1996 sono stati costruiti e collocati in mare, ad una distanza di circa 300 metri l'uno dall'altro, una serie di 21 cannizzi. Queste strutture, le cui parti galleggianti risultano particolarmente efficaci nell'aggregare specie pelagiche come lampughe (*Coryphaena hippurus)* e pesci pilota *(Naucrates ductor),* ma non solo, erano strutturalmente costituite da sei foglie della palma *Washingtonia* spp. legate sull'estremità superiore di una fune in modo da distribuirsi lungo i primi 15 metri di colonna d'acqua.

Risultati

La tabella 1 riporta le catture per giornata di pesca per specie in numero e peso, il peso medio degli esemplari catturati e la percentuale di ogni specie nella cattura totale in peso.

Tab. 1 - Numero di esemplari, peso totale, peso medio e percentuale di cattura per specie e giornata di pesca.
Specimens number, total weight, average weight and catch percentage per species and fishing day.

Data	Specie	N° Esemplari	Peso gr	Peso medio gr	% cattura
11/09	*Coryphaena hippurus*	62	19015	307	42.3 %
	Naucrates ductor	119	25550	215	57.0 %
	Seriola dumerili	2	300	150	0.7 %
16/09	*Coryphaena hippurus*	72	27806	386	65.8 %
	Naucrates ductor	63	13380	212	31.7 %
	Seriola dumerili	4	550	137	1.3 %
	Polyprion americanus	1	490	490	1.2 %
25/09	*Coryphaena hippurus*	134	57123	426	87.3 %
	Naucrates ductor	25	6397	256	9.8 %
	Seriola dumerili	16	1900	119	2.9 %
30/09	*Coryphaena hippurus*	52	23714	456	27.5 %
	Naucrates ductor	222	57277	258	66.4 %
	Seriola dumerili	32	4580	143	5.3 %
	Schedophilus ovalis	1	620	620	0.8 %
03/10	*Coryphaena hippurus*	231	115258	499	93.5 %
	Naucrates ductor	22	5361	244	4.3 %
	Seriola dumerili	17	2600	153	2.1 %
21/10	*Coryphaena hippurus*	151	95755	634	79.8 %
	Naucrates ductor	91	24212	266	20.2 %
29/10	*Coryphaena hippurus*	34	27935	822	77.2 %
	Naucrates ductor	30	8227	274	22.8 %
06/11	*Coryphaena hippurus*	35	24974	713	100 %
04/12	*Naucrates ductor*	150	39115	260	99.3 %
	Seriola dumerili	4	279	70	0.7 %

– Lampuga *(Coryphaena hippurus* Linneo, 1758). La specie, tipicamente pelagica, si è rivelata particolarmente abbondante rispetto alle specie accessorie, in particolare, è risultata molto rappresentativa tra la terza decade di Settembre e la terza di Ottobre (Figure 1 e 2).

Complessivamente si sono catturati 771 esemplari per un totale di 391,6 Kg (68 % della cattura).

– Pesce pilota o Fanfano (*Naucrates ductor* Cuvier, 1831). Regolarmente presente durante tutto il periodo di pesca, ha costituito ponderalmente il 31% con un numero totale di esemplari catturati pari a 722 e un peso totale di 179,5 Kg (vedi figure 1 e 2).

– Seriola (*Seriola dumerili* Fowler, 1936). La specie, poco rappresentata, non ha fornito dati di cattura particolarmente interessanti. Sono stati catturati 75 esemplari per un totale di 10.2 Kg pari al 1.5 % della cattura totale.

Due unici esemplari, uno di Cernia di fondale (*Polyprion americanus* Boulenger, 1895) l'altro di *Schedophilus ovalis* (Cuvier,1833) completano la cattura stagionale, sono da considerarsi catture eccezionali.

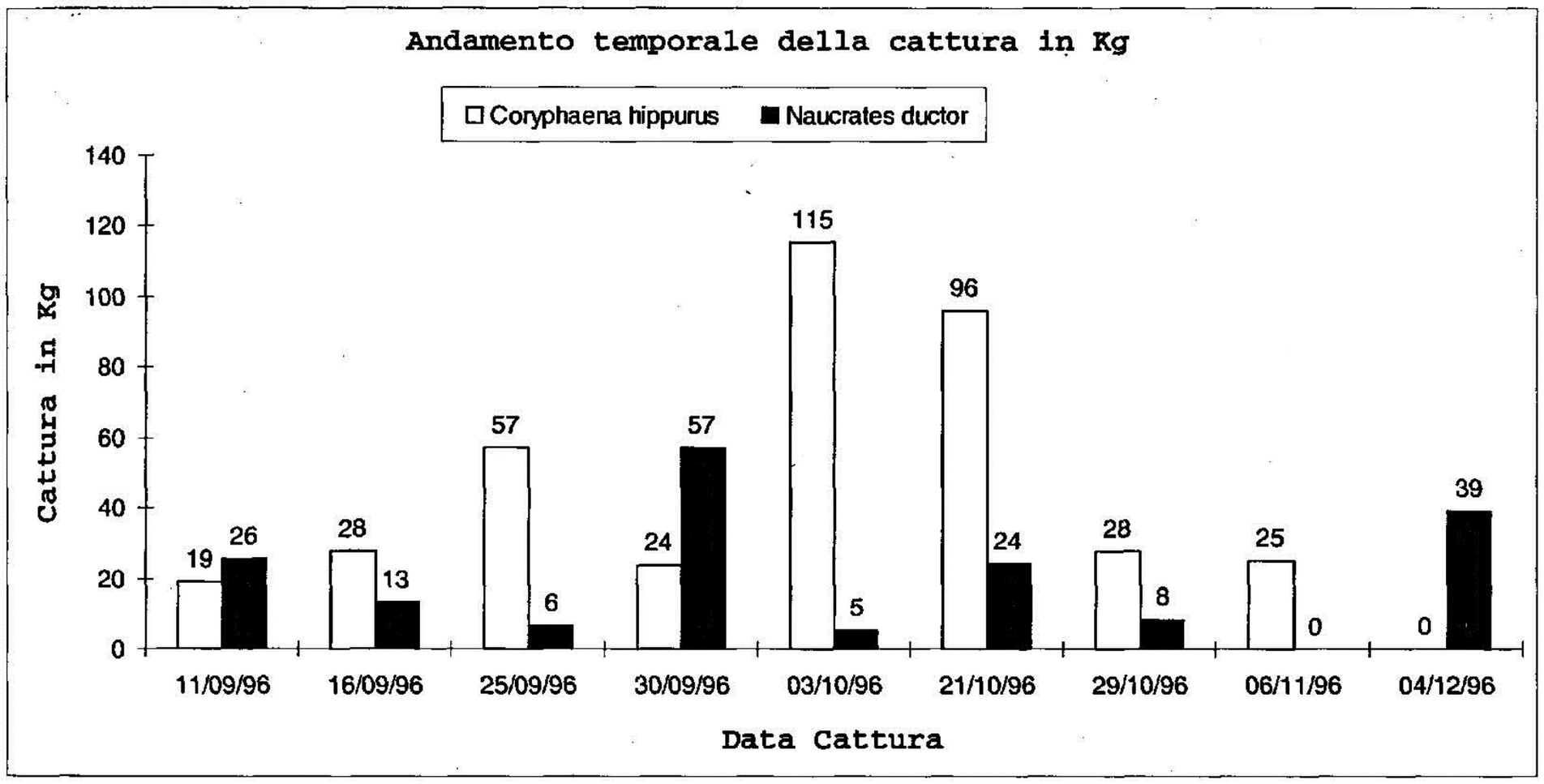


Fig. 1 - Catture in peso di lampughe e pesci pilota, per giornata di pesca.
Catch in weight of dolphin-fish and pilot-fish, per fishing day.

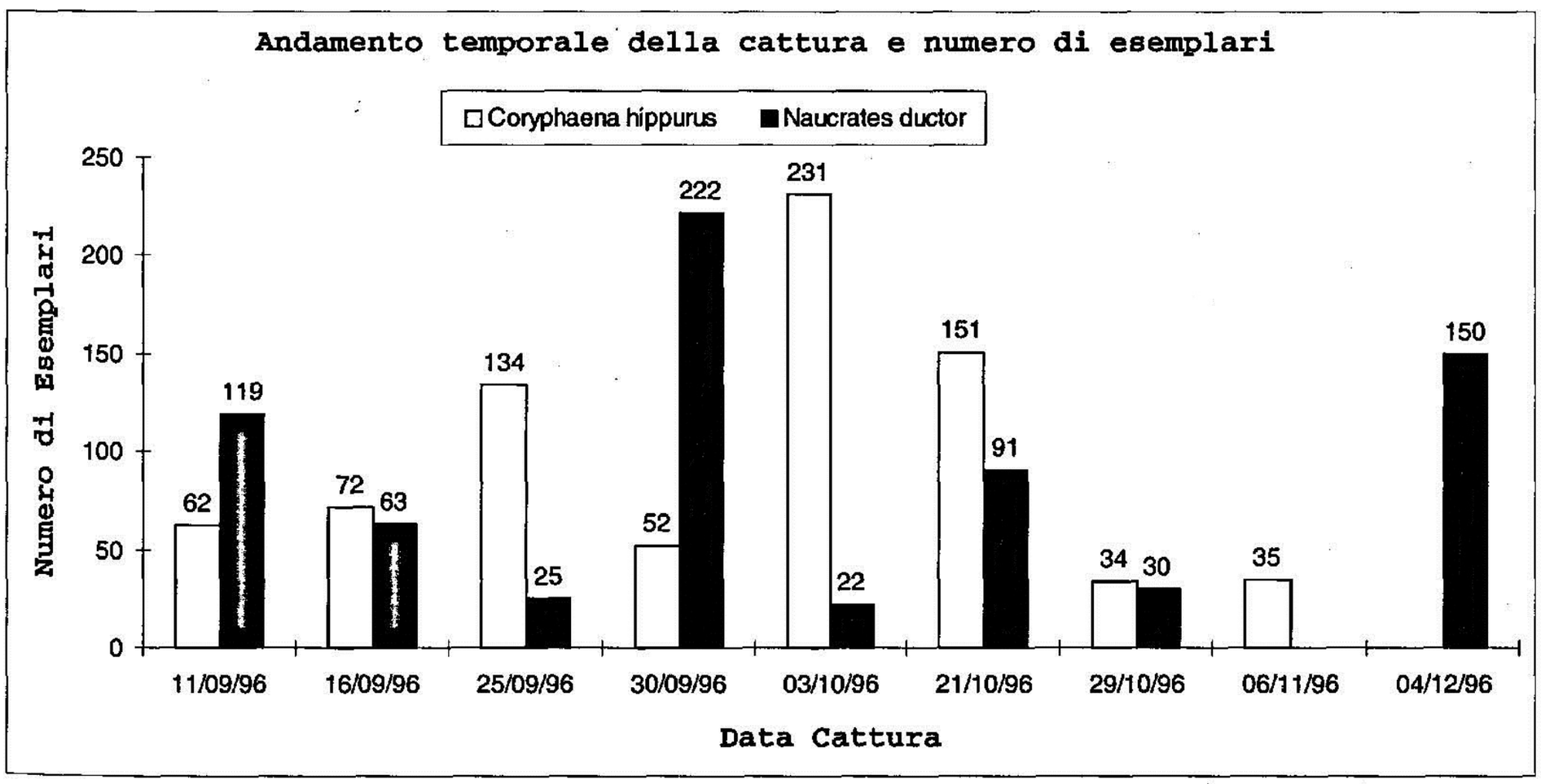


Fig. 2 - Catture in numero di esemplari di lampughe e pesci pilota, per giornata di pesca.
Catch in number of dolphin-fish and pilot-fish, per fishing day.

Conclusioni

I risultati ottenuti evidenziano l'importante ruolo della lampuga (*Coryphaena hippurus)* e del pesce pilota (*Naucrates ductor)* tra le specie epipelagiche di interesse commerciale. Sembra quindi opportuno avviare ulteriori studi multidisciplinari tendenti ad ampliare le conoscenze sulla biologia riproduttiva delle due specie e sulle relazioni bio-ecologiche tra esse e l'ambiente. Sarà così possibile una più razionale gestione delle attività di pesca.

Bibliografia

GIBBS R.H., COLLETTE B.B. (1959) - On the identification distribution, and biology of the Dolphin, *Coryphaena hippurus* and *C. equiselis*. *Bull. of Mar. Sci. of the Gulfand Carribean*, **9** (2): 117-152.

GALEA J.A. (1961) - The "kannizzati" fishery. *Proc. gener. Counc. Medit.*, **6**: 85-91.

MASSUTI E., MORALES NIN B. (1991) - La pesca della lampuga (*Coryphaena hippurus*) en Mallorca. *Inf. Tec. Inst. Esp. Oceanogr.*, **96**.

MORALES NIN B., MASSUTI E. (1992) - Dolphin-fish *Coryphaena hippurus* (Linnaeus, 1758) biology and fishery in Majorca Island (NW Mediterranean) - *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, **33**.

TORTONESE E. (1975) - *Fauna d'Italia - Osteichthyes, Pesci Ossei*. Parte II, Edizioni Calderini Bologna.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 665-667

P. CARBONARA, T. SILECCHIA, G. LEMBO, M.T. SPEDICATO

COISPA Tecnologia & Ricerca, C.P. 62 - 70042 Mola di Bari (BA), Italia.

ACCRESCIMENTO DI *PARAPENAEUS LONGIROSTRIS* (LUCAS, 1846) NEL TIRRENO CENTRO-MERIDIONALE

GROWTH OF *PARAPENAEUS LONGIROSTRIS* (LUCAS, 1846) IN THE CENTRAL-SOUTHERN TYRRHENIAN SEA

Abstact

The growth pattern of Parapenaeus longirostris *(Crustacea, Decapoda) females was studied using three methods based on length frequency distributions: Bhattacharya's separation and modal progression analysis, Elefan I and Multifan. The results obtained show a fast growth rate and a maximum age of about four years.*

Key-words: *Parapenaeus longirostris,* growth, Tyrrhenian Sea.

Introduzione

Il gambero bianco *Parapenaeus longirostris* costituisce, nel Tirreno Centro-Meridionale, un'importante risorsa dell'epibatiale, per la quale è stata osservata una maggiore incidenza del reclutamento nelle stagioni primaverili ed autunnali (Spedicato *et al.*, 1996).

In questo lavoro vengono stimati i parametri di crescita CL∞, K e t_0 dell'equazione di Von Bertalanffy, con l'uso di tre metodi basati sulle distribuzioni di lunghezza.

I dati analizzati sono stati raccolti nell'ambito del programma di ricerca "Valutazione delle risorse demersali nei mari italiani" promosso dal Ministero per le Politiche Agricole.

Materiali e metodi

Sono state analizzate le distribuzioni di lunghezza delle femmine relative a 13 trawl-survey, condotti tra il 1990 ed il 1995, nell'area compresa tra il Fiume Garigliano e Capo Suvero e tra la linea di costa ed i 700 m di profondità (10.637 km^2).

Su tutti gli individui catturati sono stati rilevati: la lunghezza del carapace, il peso, il sesso.

I parametri di crescita sono stati stimati sia mediante scomposizione delle distribuzioni di frequenza delle lunghezze con il metodo di Bhattacharya (1967) ed analisi delle progressioni modali (VONBER; Sparre, 1987), nell'ipotesi di un doppio reclutamento annuale, che mediante i metodi Elefan I (Gayanilo *et al.*, 1994) e Multifan (Fournier *et al.*, 1990).

Risultati

Le distribuzioni di frequenza delle lunghezze delle femmine di *P. longirostris* hanno mostrato un andamento polimodale, con un range di lunghezza compreso fra 6.7 e 42.7 mm (esempi in Fig. 1).

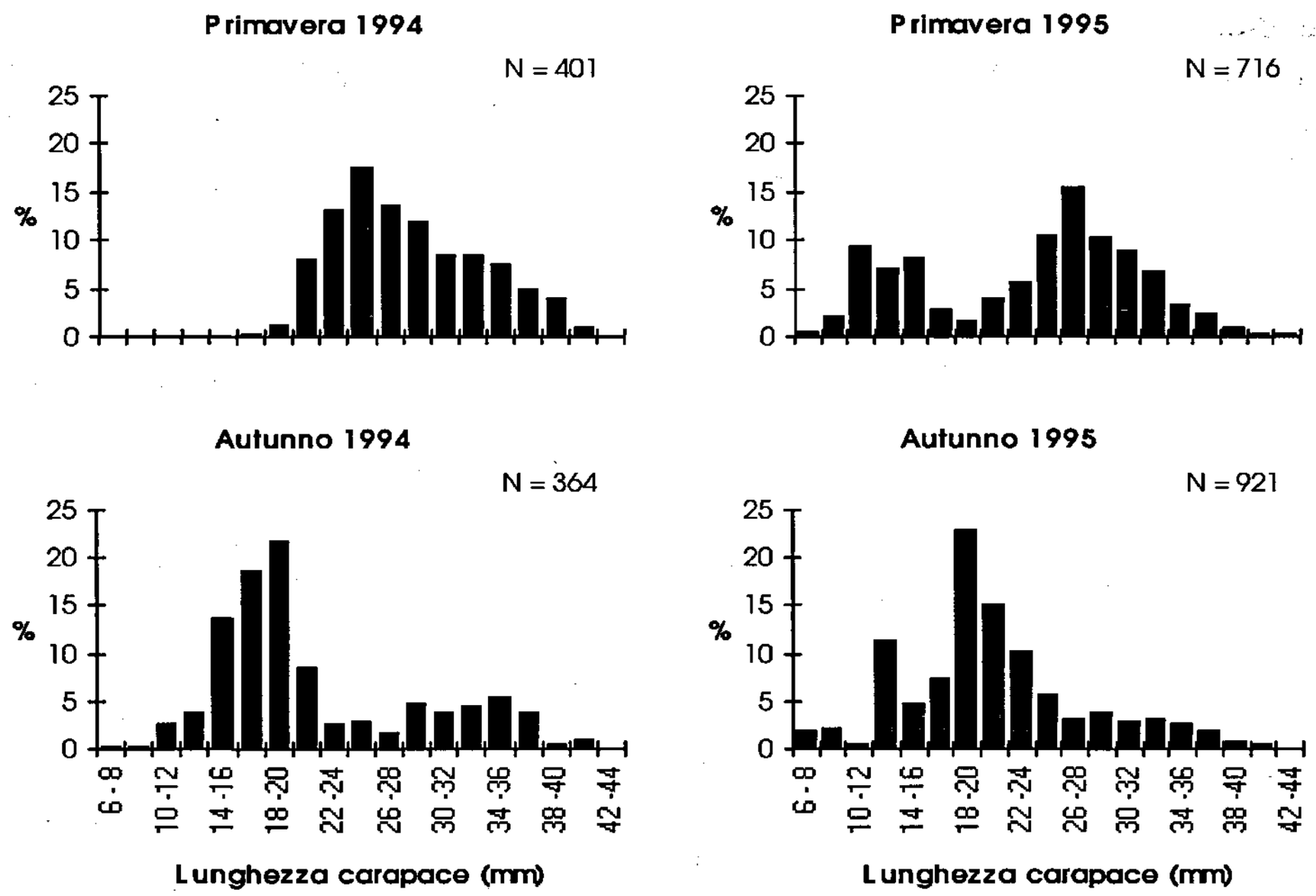


Fig. 1 - Istogrammi della struttura in lunghezza delle femmine di *Parapenaeus longirostris*.
Length frequency distributions of *Parapenaeus longirostris* females.

Le stime dei parametri di crescita, ottenute con i tre diversi metodi, sono riportate in tabella 1.

L'indice di "growth performance" Φ' (Munro e Pauly, 1983) è risultato compreso fra 3.15 e 3.24, e l'età massima, calcolata mediante l'equazione inversa di Von Bertalanffy, è risultata compresa fra 2.72 e 3.7 anni (Tab. 1).

Tab. 1 - Parametri di crescita, Φ' ed età massima stimata per le femmine di *Parapenaeus longirostris*.
Growth parameters, Φ' and maximum age of *Parapenaeus longirostris* females.

	$LC\infty$ (mm)	K/anno	t_0 (anni)	Φ'	t_{max} (anni)
BHATTAC MODALPR	45.9 (d.s.=3.64)	0.673 (d.s.=0.125)	-0.251 (d.s.=0.069)	3.15	3.70
ELEFAN I	51.8	0.639		3.24	2.72
	Rn=0.207				
MULTIFAN	46.1	0.720		3.18	3.62

Discussione e conclusioni

Lo studio della crescita del gambero bianco presenta alcune complessità (Levi *et al.*, 1995) dovute, in particolare, alla presenza di più fasi di reclutamento annuale.

Un primo approccio, basato sul confronto di tre diversi metodi di stima, ha permesso di ottenere risultati che mostrano andamenti di crescita simili, come si evince dal confronto dei valori di Φ'. I parametri di accrescimento stimati appaiono inoltre in accordo con quanto osservato da altri autori per il Tirreno Centrale (Ardizzone *et al.*, 1990), per lo Ionio Settentrionale (D'Onghia *et al.*, in stampa) e per le coste algerine (Yahiaoui *et al.*, 1986).

Le femmine di *P. longirostris* sembrano avere un rapido accrescimento, con un'età massima che non supererebbe i 4 anni. Tali risultati potranno assumere valore applicativo nel contesto della valutazione dello stato di sfruttamento della risorsa.

Bibliografia

ARDIZZONE G. D., GRAVINA M.F., BELLUSCIO A., SCHINTU P. (1990) - Depth-size distribution pattern of *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) (Decapoda) in the Central Mediterranean sea. *Journal of Crustacean Biology*, **10** (1): 139-147.

BHATTACHARYA C.G. (1967) - A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics*, **23**: 115-135.

D'ONGHIA G., MATARRESE A., MAIORANO P., PERRI F. (1998) - Valutazione di *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) (Crustacea, Decapoda) nel Mar Ionio Settentrionale. Presentato al Convegno "Risorse Demersali dei mari italiani" S.I.B.M., Fano, 20-22 Marzo 1996. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (2).

FOURNIER D.A., SIBERT J.R., MAJKOWSI J., HAMPTON J. (1990) - MULTIFAN a likelihood-based method for estiating growth parameters and age composition for multiple length frequency data sets ilustrated using data for southern bluefin *tuna (Thunnus maccoyii). Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47**: 301-317.

LEVI D., ANDREOLI M.G., GIUSTO R.M. (1995) - First assessment of the rose shrimp, *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) in the Central Mediterranean. *Fisheries Research*, **21**: 375-393.

GAYANILO F.C.J., SPARRE P., PAULY D. (1994) - The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT) User's Guide. *FAO Computerized Information Series (Fisheries)*, **6**. Rome, FAO: 186 p.

MUNRO J.L., PAULY D. (1983) - A simple method for comparing growth of fishes and invertebrates. *ICLARM Fishbyte*, **1** (1): 5-6.

SPARRE P. (1987) - Computer programs for fish stock assessment. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **101** (2): 218 pp.

SPEDICATO M.T., LEMBO G., SILECCHIA T., CARBONARA P. (1996) - Distribuzione e biologia di *Parapenaeus longirostris* nel Tirreno Centro-Meridionale. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 579-581.

YAHIAOUI M., NOUAR A., MESSIDI A. (1986) - Stock evaluation of two species of deep-sea shrimp of the penaeid family*: Aristeus antennatus* and *Parapenaeus longirostris. FAO Fish. Rep.*, **347**: 221-231.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 668-669

E. CATALANO*, P. GIANGUZZA**, C. VIOLANI***, B. ZAVA*

*Wilderness s.n.c. Studi ambientali, Via Cruillas, 27 - 90146 Palermo, Italia.
**Laboratorio di Ecologia Marina dell'Istituto di Zoologia dell'Università,
Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.
***Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia, Piazza Botta, 9 - 27100 Pavia, Italia.

NUOVA CATTURA DI *POMADASYS INCISUS* (BOWDICH, 1825) PER LE ACQUE ITALIANE (OSTEICHTHYES, HAEMULIDAE)

NEW CAPTURES OF *POMADASYS INCISUS* IN THE ITALIAN SEAWATERS

Abstract

Two specimens of the Haemulid fish Pomadasys incisus *were collected in the Gulf of Palermo, Sicily in 1995 and 1996. The previous captures of this rare species in the Italian waters were reported for Liguria (near San Remo) and for Tuscany (south of the mouth of the river Arno). Morphometric and meristic features of the 2 Sicilian specimens are listed by the authors.*

Key-words: *Pomadasys incisus*, Haemulidae, records, Gulf of Palermo, Italy.

Introduzione

Nell'ottobre del 1991 veniva segnalata, vicino a San Remo, per la prima volta per le acque italiane, la presenza di *Pomadasys incisus* (Gavagnin *et al.*, 1994). L'anno successivo un individuo della stessa specie veniva catturato in Toscana a sud della foce dell'Arno (Serena e Silvestri, 1996). Appartenente alla famiglia Haemulidae, questa specie è presente in Mediterraneo meridionale lungo tutte le coste dal Marocco alla Turchia e nel Mar Ionio in Grecia (Kaspiris, 1970: Ben-Tuvia e McKay, 1986; Bauchot, 1987).

Le rare segnalazioni per le coste mediterranee nord occidentali sono riferibili ad una cattura avvenuta nel 1888 nello stagno di Thau, Seté, Francia (Moreau, 1891), e alle recenti notizie di Quignard e Raibaut (1993) che riportano la sua presenza nel Golfo del Leone, oltre alle catture avvenute presso San Remo e alla foce dell'Arno precedentemente citate.

In questa nota viene segnalato il rinvenimento di due esemplari di *P. incisus* nel Golfo di Palermo; quest'ultimo si era già rivelato una zona interessante per il reperimento di taxa rari o di recente acquisizione per i mari italiani (Catalano e Zava, 1993; Catalano *et al.*, 1997).

Materiali e considerazioni

Entrambe le catture, avvenute nel Golfo di Palermo nel 1995 e nel 1996, sono state effettuate con un tramaglio nelle acque antistanti la località "Bandita" dal Sig. Vincenzo Lupo, pescatore professionista. Gli individui ancora in vita emettevano un suono che ha particolarmente incuriosito il pescatore; è noto infatti che *P. incisus* può emettere dei suoni simili a "grugniti" mediante lo sfregamento dei denti faringei.

Nella Tabella 1 vengono riportati i dati morfometrici e meristici dei due esemplari attualmente conservati nella collezione degli autori. Il conteggio delle vertebre è stato effettuato mediante indagine radiografica.

Tab. 1 - Caratteri morfometrici e meristici dei due esemplari di *P. incisus* del Golfo di Palermo.
Morphometric and meristic characters of two individuals of *P. incisus* from the Gulf of Palermo.

Esemplare numero	**1**	**2**
Data di cattura	17. I. 1995	13. XII. 1996
Profondità di cattura (in metri)	12	8
Lunghezza totale (in mm)	164	149
Lunghezza standard	131	122
Lunghezza del capo	42.4	40.4
Altezza massima	48	46
Lunghezza preorbitale	9.9	8.8
Diametro orizzontale occhio	11.3	11.8
Diametro verticale occhio	11.4	10.0
Numero raggi dorsali	XII-17	XII-16
Numero raggi anali	III-12	III-12
Numero branchiospine segmento inferiore I arco	XII-3	XI-3
Numero scaglie linea laterale	48	48
Numero vertebre	16+9	16+9
Peso (in grammi)	54.65	45.92

La presenza di *P. incisus* nelle acque del Tirreno risulta essere sempre più documentata da catture occasionali (De Pirro *et al.*, 1997); l'analisi dei caratteri morfologici e meristici effettuata sui nostri esemplari non ha rivelato nessuna differenza significativa rispetto a quelli catturati precedentemente nelle acque italiane.

Bibliografia

BAUCHOT M. L. (1987) - Haemulidae. In: Fisher W., Bauchot M. L. et Schneider M. (Rédacteurs). *Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et mer Noire, Zone de pêche 37*, Révision 1, volume II, Vertébrés. FAO-CEE, Roma: 1115-1121.

BEN-TUVIA A., MCKAY R. (1986) - Haemulidae. In: Whitehead P. J. P., Bauchot M. L., Hureau J. C., Nielsen J. & Tortonese E. (Editors). *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Volume II, Unesco, Bungay, U. K.: 858-864.

CATALANO E., ZAVA B. (1993) - Sulla presenza di *Stephanolepis diaspros* Fr. Brunn. nelle acque italiane (Osteichthyes, Monacanthidae). In: Spagnesi M. e Randi E. (Eds.) - Atti VII Convegno dell'Associazione Alessandro Ghigi per la Biologia e la Conservazione dei Vertebrati. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **21**: 379-382.

CATALANO E., GIANGUZZA P., ZAVA B. (1997) - Sulla presenza di *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758 (Cyclostomata, Petromyzonidae) in acque siciliane. *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 513-514.

DE PIRRO M., TOSI G., VANNI S. (1997) - *Pomadasys incisus* (Bowdich, 1825): nuovi dati per i mari italiani (*Actinopterygii, Perciformes; Haemulidae*). *Atti Mus. Stor. Nat. Maremma*, **16**: 135-137.

GAVAGNIN P. S., GARIBALDI F., RELINI M. (1994) - Segnalazione di *Pomadasys incisus* (Bowd.) (Osteichthyes Haemulidae) in acque italiane. *Biol. Mar. Medit.*, **1** (1): 285-286.

QUIGNARD J. P., RAIBAUT A. (1993) - Ichthyofaune de la côte languedocienne (Golfe du Lion) modifications faunistiques et demographiques. *Vie Milieu*, **43** (4): 191-195.

KASPIRIS P. (1970) - Presenza di *Pomadasys incisus* (Bowd.) nelle acque della Grecia (Pisces Percoidei). *Doriana, suppl. Ann. Mus. Civ. St. Nat. "G. Doria"*, **4** (192): 1-3.

MOREAU E. (1891) - *Histoire naturelle des poissons de la France*. Paris, suppl., 144 pp.

SERENA F., SILVESTRI R. (1996) - First record of *Pomadasys incisus* (Haemulidae) in northern Tyrrehenian Sea. *Cybium*, **20** (4): 409-411.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 670-673

A. CEFALI, R. BRUNO, F. MINNITI

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università degli Studi di Messina, Salita Sperone, 31 - 98166 S.Agata, Messina, Italia.

INTERCELLULAR BRIDGES IN THE IMMATURE SWORDFISH (*XIPHIAS GLADIUS* L. 1758) TESTIS

DATI PRELIMINARI SUI PONTI CITOPLASMATICI PRESENTI NELLA LINEA GERMINALE MASCHILE DEL TELEOSTEO *XIPHIAS GLADIUS L.* 1758

Abstract

The presence and structure of intercellular bridges in the testis of the immature swordfish (Xiphias gladius) *are studied, and their significance is discussed. The germ cells which compose the different cysts of the testis are joined together by cytoplasmic bridges. As in numerous other species, the surface of the plasma membrane at the level of the intercellular bridges is lined by a particular thickening. The relation between the occurrence of the intercellular bridges during spermatogenesis of the swordfish and the synchrony of cellular differentiation in a cyst is discussed.*

Key words: Immature testis, Ultrastructure, Intercellular bridges, *Xiphias gladius.*

Introduction

Although *Xiphias gladius* is widely distributed in the Mediterranean sea and considered a particularly interisting commercial species, relatively little is known about the testicular morphology and spermatogenesis (De Metrio *et al.,* 1996). The testis of swordfish is of the unrestricted or lobular spermatogonial type in which spermatogonia are distributed along the length of the tubule. Germ cells (spermatogonia, spermatocyte, spermatid and spermatozoa) are confined to cysts within the seminiferous tubule.

Sertoli cells surround germ cells and constitute a cyst. Within the lobules, spermatogonia undergo numerous mitotic divisions, producing cysts containing several spermatogonial cells. Originating from incomplete cytokinesis of the dividing germ cells, the intercellular bridges are a well-known feature of spermatogenesis in animals and in man (Fawcett, 1961; Clérot, 1971; Holstein and Roosen-Runge, 1981; Linares, 1983; Gondos, 1984).

The present study provides information about the occurrence and ultrastructural morphology of intercellular bridges between germ cells in the immature testis of *Xiphias gladius*.

Material and methods

Two sexually immature males of *Xiphias gladius* were caught during a harpoon fishery, on April 1996, in the waters of the Straits of Messina.

For electron microscopic study small fragments of testis were fixed with a mixture of 2% glutaraldehyde and 2% paraformaldehyde in 0.1 M phosphate buffer, pH 7.2, for 2 h at 4 °C, washed overnight and postfixed in 2% osmium tetroxide in same buffer for 2 h at 4 °C, dehydrated in a graded series of ethanol and propylene oxide and embedded in Epon. Ultrathin sections were cut with glass

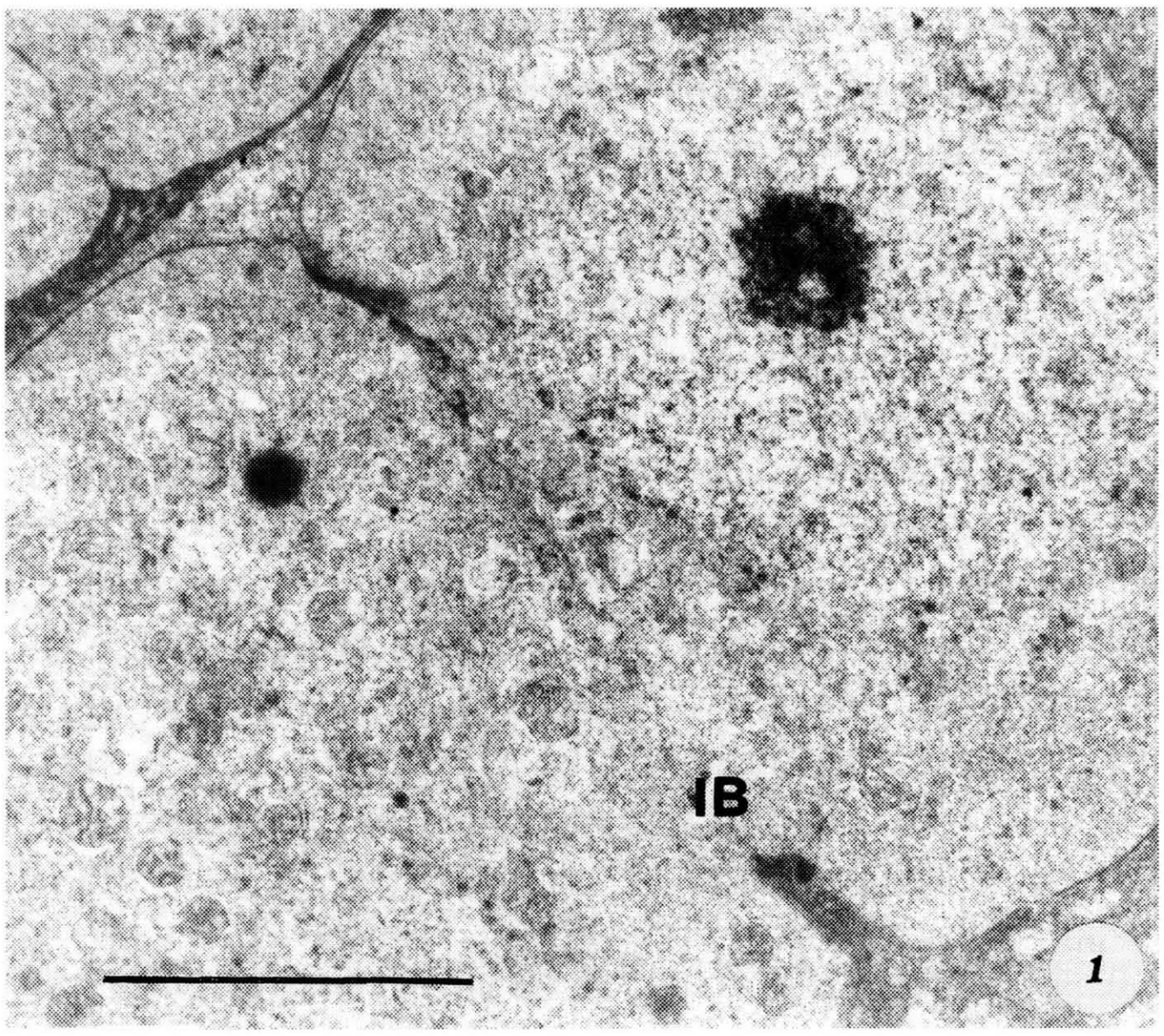


Fig. 1 - Electron micrograph showing intercellular bridge (IB) in dividing spermatogonia of *Xiphias gladius*. The surface of the plasma membrane at the level of the intercellular bridge is lined by a particular thickening. Bar = 2 mm

Ponte citoplasmatico che connette due spermatogoni di *Xiphias gladius* in divisione mitotica.

knives, mounted on nickel grids, stained with uranyl acetate and lead citrate and examined with a Philips CM 10 transmission electron microscope at 60 KV.

Results and Discussion

Primary spermatogonia of *Xiphias gladius* exist either singly or in small groups at the blind end of the testicular tubules. They are surrounded by cyst cell processes. Primary spermatogonia are pale-staining cells with a large central nucleus which contains 1 or 2 distinct nucleoli. Within cytoplasm, mitochondrial aggregates are frequently associated with electron-dense "nuage" material. Primary spermatogonia are transformed into secondary spermatogonia when they undergo

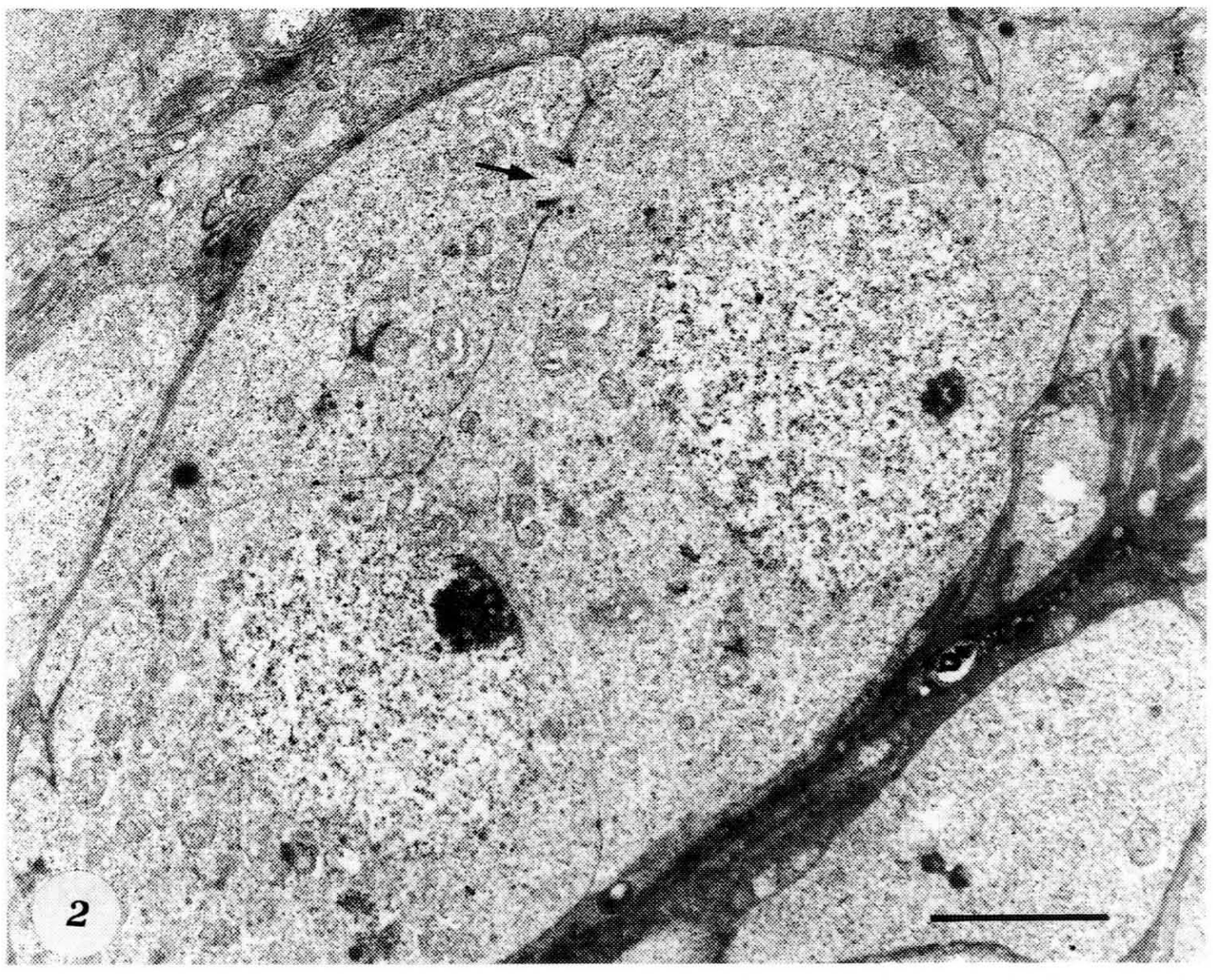


Fig. 2 - Electron micrograph of cyst containing secondary spermatogonia connected by intercellular bridge (arrow). Nuclear membrane begins to dissolve at several sites. Bar = 2 mm

Micrografia di cisti germinale di in cui sono evidenti spermatogoni secondari collegati fra loro mediante un ponte citoplasmatico (freccia).

an incomplete cytokinesis. Secondary spermatogonia reside as a clone of interconnected cells within a spermatogenic cyst. Spermatogonia within individual cysts remain connected to one another by intercellular bridges during the mitotic divisions. The bridges are short, cilindrically formed channels with a variable diameter. The bridge cytoplasm is similar to that of the joined germ cells and appears to be freely accessible to cytoplasmic elements. Within each cyst, the development of spermatogonial cells is synchronous.

The results of the present study confirm that intercellular bridges are also characteristic of immature germ-cell development in *Xiphias gladius*. Originating from incomplete cytokinesis of the dividing germ cells, these bridges provide channels of communication between the members of a germ-cell clone. This channel of communication probably synchronizes the simultaneous entry of conjoined cells into the subsequent mitosis. Recently, Yasuzumi *et al.* (1988) have suggested that these bridges act as a barrier impeding free intercellular membrane flow within a germ-cell clone, which is comparable to a system of communicating, flexibile volumina.

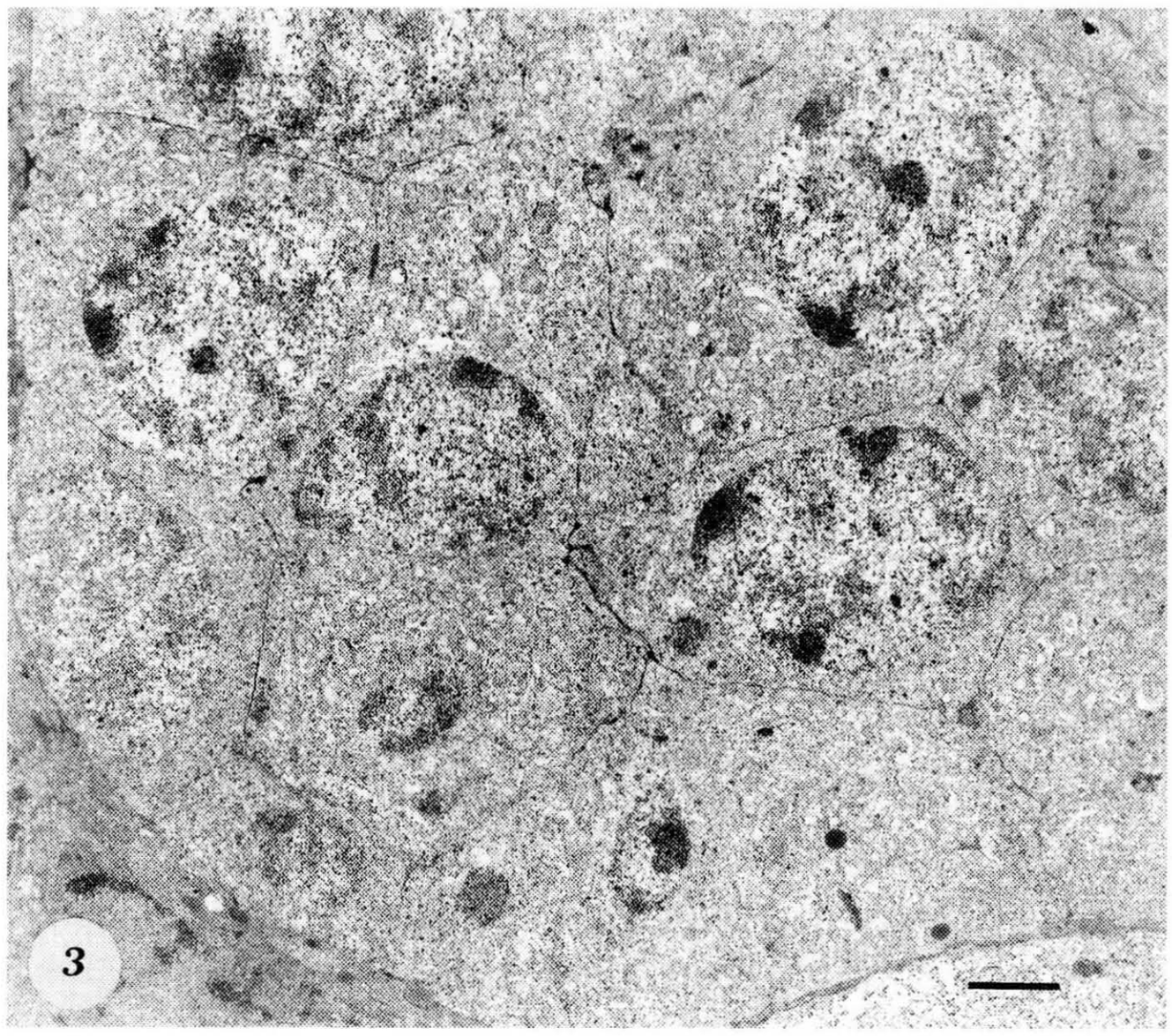


Fig. 3 - Electron micrograph of cyst containing secondary spermatogonia. Within the cyst the maturation of germ cells is synchronous. Bar = 2 mm

Cisti germinale di *Xiphias gladius* in cui è ben evidente la sincronia di sviluppo degli spermatogoni.

Riassunto

La microscopia elettronica ha dimostrato l'esistenza di ponti citoplasmatici che connettono gruppi di spermatogoni, di spermatociti e di spermatidi (Fawcett, 1959,1961).

Questi ponti si originano da una citodieresi incompleta e si possono osservare fino alle fasi finali della spermiogenesi in *Gardonus rutilus* (Clérot, 1971).

Per l'esistenza dei ponti citoplasmatici le cellule derivanti dalle successive divisioni di un singolo spermatogonio si mantengono in continuità citoplasmatica durante l'intero processo differenziativo; questa disposizione è probabilmente uno dei meccanismi responsabili della sincronia di sviluppo delle diverse generazioni di cellule germinali (Yasuzumi *et al.*, 1988).

Acknowledgements

The authors are indebted to Mr. M. Carnibella and Mr. S. Brunetto for excellent technical assistence. Electron microscopic observations were carried out at the Department of Biomorphology, Faculty of Medicine, Messine.

References

CLÉROT J.C. (1971) - Les ponts intercellulaires du testicule du Gardon: organisation syncitiale et synchronie de la differénciation des cellules germinales. *J. Ultrastructure Res.*, **37**: 690 -703.

DE METRIO G., DESANTIS S., SANTAMARIA N, LABATE M, ACONE F., SANNA L., PALMIERI G. (1996) - Osservazioni in TEM sui tubuli seminiferi del testicolo di giovani di pesce spada (*Xiphias gladius* L.) *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 365-369.

FAWCETT D.W. (1961) - Intercellular bridges. *Exp. Cell Res.* [Suppl] **8**: 174-187.

FAWCETT D.W., ITO S., SLAUTTERBACK D. (1959) - The occurrence of intercellular bridges in groups of cells exhibiting synchronous differentiation. *J. Biophys. Biochem. Cytol.*, **5**: 453-460.

GONDOS B. (1984) - Germ cell diffrentiation and intercellular bridges. In: Van Blerkom J., Motta P.M. (eds) *Ultrastructure of reproduction.* Nijhoff, Boston: 31-45.

HOLSTEIN A.F., ROOSEN-RUNGE E.C. (1981) - *Atlas of human spermatogenesis*. Grosse, Berlin.

LINARES C. (1983) - Zur Ultrastruktur von Interzellularbrucken mannlicher Keimzellen. *Z. Mikrosk. Anat. Forsch.*, **97**: 245-264.

YASUZUMI F., OKURA N., KOHATA Y., HARUTSUGU K. (1988) - Morphological and functional reconsideration of the cytoplasmic bridges which connect male germ cells in snails. *J. Ultrastruct. Mol. Struct. Res.*, **99**: 261-271.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 674-682

A. Cefali, R. Bruno, R. Torre, S. Cammaroto

Dipartimento Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università degli Studi di Messina, Salita Sperone 31 - 98166 S. Agata, Messina, Italia.

BIOLOGIA DI *PAGELLUS ERYTHRINUS* (L. 1758) NEL BASSO TIRRENO E CONFRONTO CON ALTRI POPOLAMENTI MEDITERRANEI

BIOLOGY OF *PAGELLUS ERYTHRINUS* (L. 1758) IN THE LOW TYRRHENIAN AND COMPARISON WITH OTHER MEDITERRANEAN POPULATIONS

Abstract

This work reports the biological data of a teleost fish Pagellus erythrinus *(L. 1758) (Osteichthyes, Sparidae) in the south Tyrrhenian Sea. The results are compared to those reported by other Authors about populations living in other Mediterranean areas. Sex-ratio analysis shows at first 50% female and afterwards different ratios. Concerning to weight-length relationship there is not any particular differences between sex. The species, whose male are smaller than female, has a large bathymetric distribution (0-200 m).*

Key-words: *Pagellus erythrinus*, sex-ratio, growth, distribution.

Introduzione

Pagellus erythrinus (L. 1758) è specie ittica ampiamente diffusa in tutto il Mediterraneo e nel Mar Nero. Lungo le coste dell'Atlantico Occidentale è presente dalla Scandinavia all'Angola (Tortonese, 1970). Nell'area mediterranea sono stati oggetto di studio numerosi aspetti biologici: biologia della specie (Passelaigue, 1974; Girardin, 1980; Ghorbel, 1981; Hashem e Gassim, 1981; Jukic e Piccinetti, 1981; Ghorbel e Ktari, 1982;), biologia e dinamica di popolazioni (Rijavec e Zupanovic, 1965; Zei e Zupanovic, 1965; Zupanovic e Rijavec, 1980; Livadas, 1989; Hadjistephanou, 1992), biologia e distribuzione batimetrica (Orsi Relini e Romeo, 1985; Mytilineou, 1988, 1989a, 1989b; Cannizzaro *et al.,* 1992), sessualità, inversione sessuale e riproduzione (Larrañeta, 1953, 1964, 1965, 1967; Papaconstantinou *et al.,* 1986, 1988), accrescimento (Orsi Relini *et al.,* 1983; Papaconstantinou, 1984; Andaloro e Prestipino Giarritta, 1985; Girardin e Quignard, 1985; Vassilopoulou *et al.,* 1986). Nel Tirreno meridionale i dati biologici risultano carenti e considerato l'elevato valore commerciale della specie, abbiamo ritenuto opportuno ampliare le conoscenze nell'area tirrenica prospiciente le coste siciliane e calabresi (Fig. 1) analizzando: accrescimento (taglia-età), taglia-peso, sex-ratio e distribuzione batimetrica. Infine sono stati comparati i dati rilevati con quelli disponibili in letteratura.

Materiali e metodi

I campioni di *Pagellus erythrinus* sono stati catturati con rete a strascico con divergenti e maglie al sacco di 40 mm, armata secondo il tipo italiano (Ferretti, 1983). Il campionamento è stato effettuato durante una campagna di pesca sperimentale nei mesi di maggio-giugno del 1991; nel 1996, i campioni sono stati

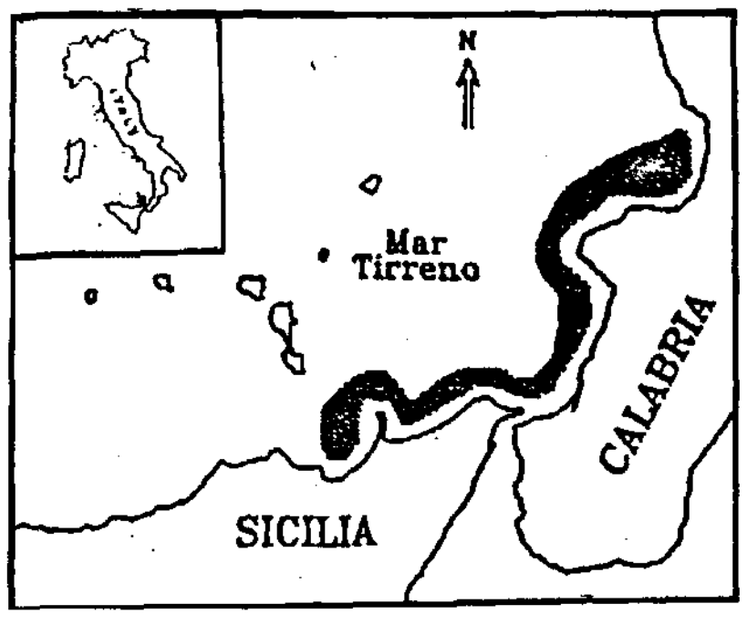


Fig. 1 - Area della ricerca.
Map showing the study area.

integrati con esemplari provenienti dalla pesca a strascico commerciale, svolta nelle stesse aree e nel medesimo periodo. In totale sono stati campionati 527 individui, su di essi sono stati rilevati i seguenti parametri morfometrici e biologici: LS = lunghezza standard in cm, LF = lunghezza alla forca in cm, PT = peso totale in g, PE = peso eviscerato in g, sesso (individuato mediante schiacciamento a fresco delle gonadi); la sex-ratio è stata calcolata come frequenza percentuale di ciascun sesso, in relazione sia all'età che alla taglia degli individui. L'età è stata determinata attraverso il conteggio comparativo degli anelli d'accrescimento sugli otoliti e sulle scaglie. L'impiego comparativo dei due metodi ha consentito di rendere più attendibili i valori di età in considerazione alle difficoltà interpretative riscontrate da altri Autori (Girardin e Quignard, 1985; Zupanovic e Rijavec, 1980). Infine, per poter effettuare i confronti con i dati riportati in bibliografia per altre aree mediterranee, ove necessario, si è provveduto alla conversione dei diversi valori di LS e LF in lunghezza totale (LT) mediante le equazioni di conversione elaborate da Girardin (1980).

Risultati

Accrescimento - L'età, determinata su 419 individui, ha permesso di rilevare femmine fino ad otto anni, maschi fino a sette ed ermafroditi fino a sei. I valori di taglia-età sono riportati in Tabella 1. A questi è stata applicata l'equazione di Ford-Walford (Gulland, 1969):

$$LF_{t+1} = LF_{\infty} (1-e^{-k}) + LF_t e^{-k}$$

ottenendo i parametri L e k che, successivamente applicati come costanti dell'equazione di von Bertalanffy:

$$LF_t = LF_{\infty} (1-e^{-k(t-t0)})$$

hanno permesso la determinazione del parametro (t_0) e quindi la descrizione dell'accrescimento (Tab. 2). Gli incrementi di crescita maggiori si sono riscontrati negli ermafroditi e nelle femmine (Fig. 2). I valori d'accrescimento confrontati con quelli riportati da altri Autori per il Mediterraneo (Tab. 2), non mostrano particolari diversificazioni restando mediamente compresi tra tutti gli altri. In particolare si notano incrementi di crescita inferiori rispetto ai valori riportati da Larrañeta (1967) per Castellón de la Plana e da Girardin (1980) per il Mediterraneo occidentale; mentre sono maggiori rispetto a quelli rilevati nelle acque tunisine da Ghorbel (1981).

Taglia-peso - I valori relativi alla lunghezza ed al peso dei singoli animali sono stati elaborati con il metodo dei minimi quadrati per ottenere i coefficienti

Tab. 1 - Valori di età-lunghezza di *Pagellus erythrinus* (L.1758) in relazione al sesso.
Age-lenght values of *Pagellus erythrinus* (L.1758) according to sex.

	Femmine					Maschi					Ermafroditi				
	N.	LF(cm)				N.	LF(cm)				N.	LF(cm)			
Età	ind.	media	max	min.	Dev.	ind.	media	max	min.	Dev.	ind.	media	max	min.	Dev.
1	49	9.8	11.9	8.2	0.98	13	8.45	9.2	7.3	0.66	38	9.42	11	7.11	1.05
2	80	12.9	15	11.5	0.78	23	11.13	12.8	9.2	0.86	34	13.01	15.6	11	1.12
3	49	15.3	18.5	13.4	1.14	20	14.71	16.6	13.3	1.19	22	15.82	18.2	12.6	1.59
4	21	18.2	20.4	16.2	1.46	11	17.34	18.4	15.3	1.64	12	18.59	19.4	17	0.66
5	11	19.8	22	18.8	0.87	12	18.70	19.8	17.5	1.62	1	20.70	–	–	–
6	3	21.2	22.2	19.3	1.37	6	20.63	22	18	1.52	4	23.73	23.9	23.5	0.18
7	4	22.9	25	20.9	1.25	3	22.77	23	22.4	0.26	–	–	–	–	–
8	3	24.6	26.9	23.1	1.22	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–

Tab. 2 - Confronto dei parametri dell'equazione di von Bertalanffy in *Pagellus erythrinus*.
Comparison of the parameters of the von Bertalanffy equation in *Pagellus erythrinus*.

Autori	Taglia	Metodo di lettura	Coeff.	M+F+E	M	F	E
Larrañeta (1967) Castellón de la Plana	LT	Otoliti	L∞	51.7			
			K	0.136			
			to	-1.12			
Zupanovic, Rijavec (1980) Adriatico	LT	Scaglie	L∞	37.88			
			K	0.2			
			to	-0.093			
Ghorbel (1981) Tunisia	LT		L∞	29			
			K	0.117			
			to	-3.277			
Girardin, Quignard (1985) Lione	LF	Scaglie	L∞	34.53			
			K	0.337			
			to	-0.039			
Andaloro, Prestipino (1985) Canale di Sicilia	LT	Otoliti e Scaglie	L∞	36.7			
			K	0.1639			
			to	-1.2485			
Papaconstantinou *et al.*, (1988) Ovest Grecia	LF	Scaglie	L∞	326			
			K	0.18			
			to	-0.04			
Mytilineou (1989) Grecia Centrale	LF	Otoliti	L∞	48.2			
			K	0.062			
			to				
Livadas (1989) Cipro	LT	Otoliti	L∞	30	23.45	27.37	
			K	0.203	0.457	0.197	
			to	-1.623	-0.843	-2.452	
Cefali *et al.*, (presente nota)	LF	Otoliti e Scaglie	L∞	34.06	36.63	34.82	54.91
			K	0.136	0.117	0.127	0.075
			to	-1.36	-1.204	-1.565	-1.474

"a" e "b" dell'equazione: $PE = a \cdot LF^b$ che descrive la relazione che intercorre tra la lunghezza ed il peso (Tab. 3). I valori dei coefficienti di correlazione ($r = 0.991$) prossimi all'unità, evidenziano una buona dipendenza dei due parametri. Il confronto delle curve taglia-peso tra i sessi, riportato in Figura 3, rileva

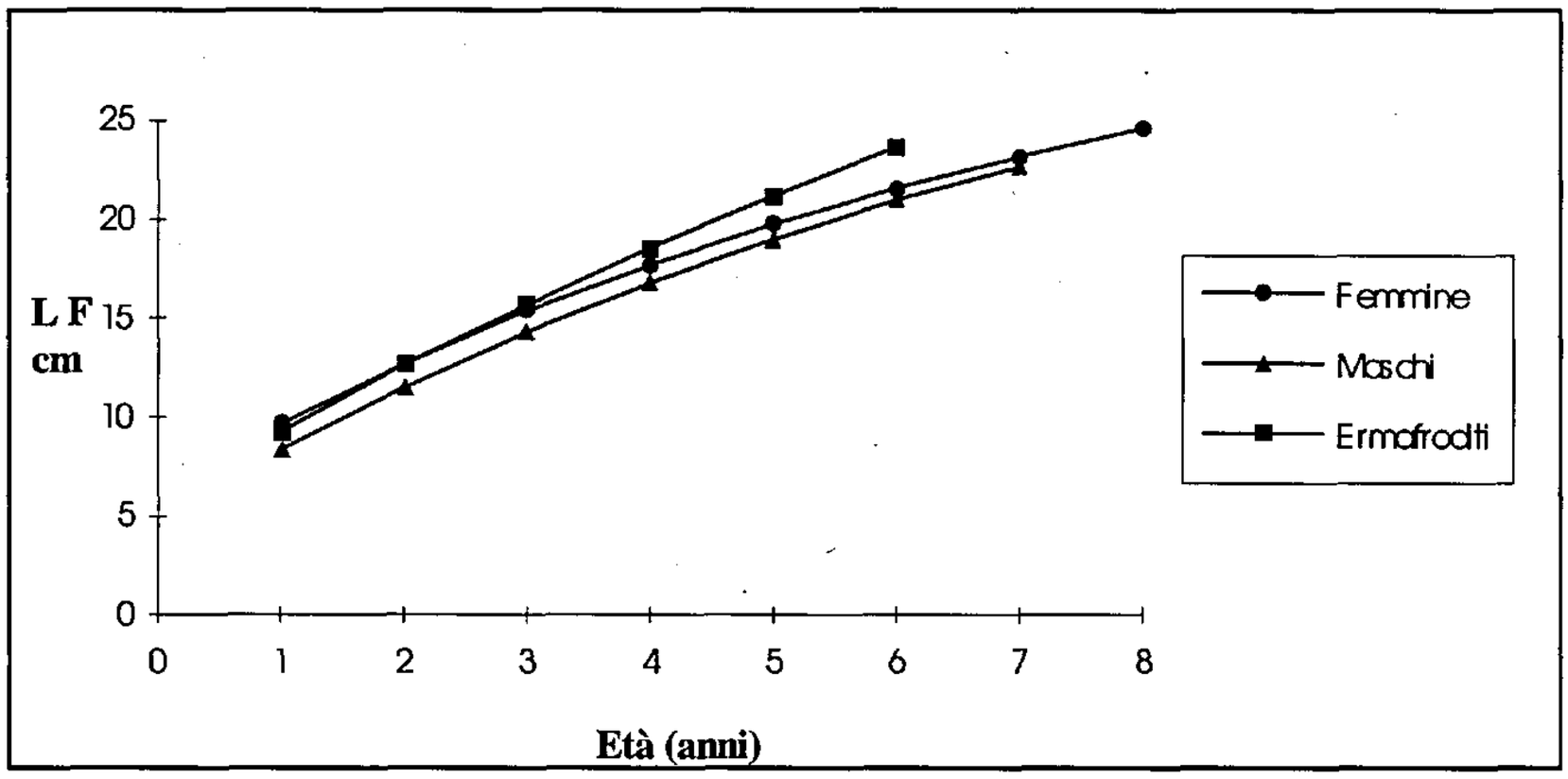


Fig. 2 - Andamento dell'accrescimento di *Pagellus erythrinus* (L. 1758) in relazione al sesso.
Growth trend of *Pagellus erythrinus* (L. 1758) according to sex.

Tab. 3 - Coefficienti relazione taglia-peso ($PE = a \cdot LF^b$) di *Pagellus erythrinus* (L.1758) confrontati con quelli di altri Autori.
Coefficients of size-weight relationship of *Pagellus erythrinus* (L.1758) compared to those of other Authors.

Autori	Taglia		E+M+F	E	M	F
Larrañeta (1967)	LT	a	0.014060			
Castellón de la Plana		b	2.97			
Passelaigue (1974)	LT	a	0.000012			
Marsiglia		b	3.16			
Zupanovic e Rijavec (1980)	LT	a	0.134			
Mar Adriatico		b	2.981			
Girardin (1980)	LF	a	0.015466			
Golfo di Lione		b	3.0694			
Ghorbel (1981)	LS	a	0.024			
Tunisia		b	3			
Andaloro e Prestipino (1985)	Canale di Sicilia	LT	a	0.0274			
			b	2.9556			
Vassilopoulou *et al.*, (1986)	Salonicco	LF	a	0.000027			
			b	2.93024			
Vassilopoulou *et al.*, (1986)	Mar Ionio	LF	a	0.000025			
			b	2.929887			
Papaconstantinou *et al.*, (1988)	Ovest Grecia	LF	a			0.000016	0.00002
			b			3.025	2.979
Livadas (1989)		LT	a	0.02355		0.044874	0.041975
Cipro			b	2.818		2.593	2.623
Mytilineou (1989)		LF	a	0.000015		0.000011	0.000013
Grecia Centrale			b	3.044		3.096	3.069
Cefali *et al.*, (presente nota)		LF	a	0.024780	0.034002	0.033578	0.021519
Basso Tirreno			b	2.963941	2.846886	2.849617	3.016693
			r	0.991	0.989	0.988	0.995

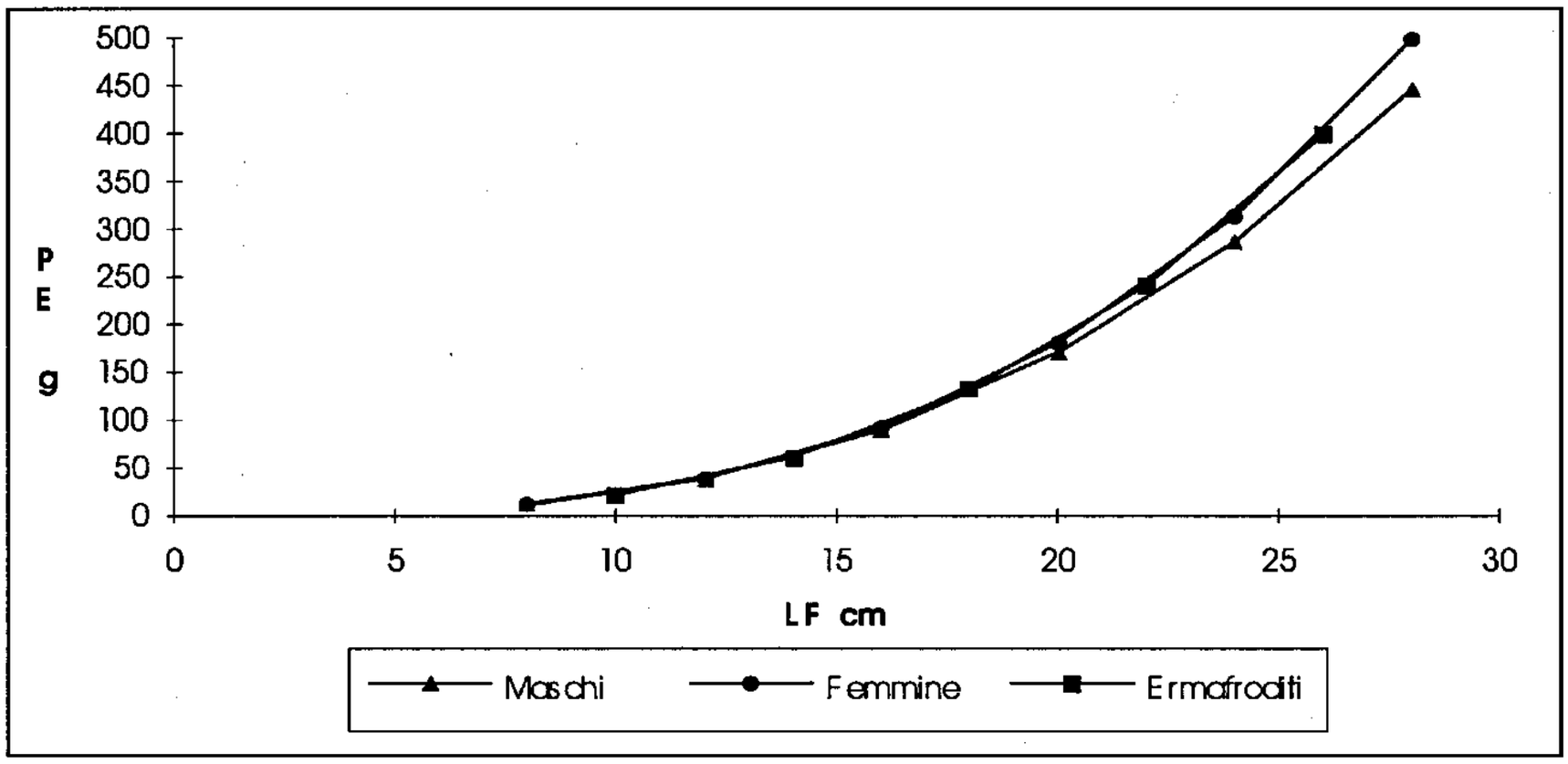


Fig. 3 - Relazione taglia-peso di *Pagellus erythrinus* (L. 1758)
Size-weight relationship of *Pagellus erythrinus* (L. 1758).

che i maschi e gli ermafroditi oltre i 16 cm pesano mediamente meno delle femmine. I valori teorici taglia-peso, indipendentemente dal sesso, confrontati con quelli di altre aree mediterranee (Tab. 4) sono generalmente inferiori. In particolare, si discostano poco da quelli riportati da Ghorbel (1981) e Vassilopoulou *et al.* (1986) in Tunisia e Grecia e notevolmente da quelli di Andaloro e Prestipino (1985) nel Canale di Sicilia.

Tab. 4 - Confronto dei valori teorici taglia-peso di *Pagellus erythrinus* (L. 1758).
Comparison of theorical size-weight values of *Pagellus erythrinus* (L. 1758).

LF cm.	7 cm	12 cm	18 cm	25 cm	30 cm
	Peso Eviscerato in g				
Larrañeta (Castellón de la Plana)	6.81	34.37	115.51	307.43	529.06
Zupanovic e Rijavec (Adriatico)	6.64	33.72	113.83	304.04	524.29
Girardin (Lione)	6.07	31.76	110.23	302.14	528.75
Ghorbel (Tunisia)	5.56	29.15	100.16	271.19	470.30
Andaloro e Prestipino (Canale di Sicilia)	12.89	64.50	215.49	570.78	979.69
Vassilopoulou *etal.*, (Salonicco)	6.89	33.41	109.61	287.01	489.69
Vassilopoulou *etal.*, (Ionio)	6.37	30.88	101.31	265.24	452.51
Mytilineou (Grecia Centrale)	6.20	32	109.94	298.83	520.53
Livadas (Cipro)	8.32	38.62	121.98	308.78	516.83
Cefali *etal.*, (Basso Tirreno)	5.37	27.64	93.55	250.30	431.19

Sex-ratio - L'analisi dei dati di sex-ratio in relazione all'età degli individui (Tab. 5) evidenzia femmine con una frequenza del 50%. I maschi, scarsamente presenti nei primi anni (13% 1° anno) aumentano percentualmente fino al quarto anno, mentre gli ermafroditi, con frequenze del 30% circa fino al quarto anno, contrariamente ai maschi, decrescono nel quinto e sesto anno rispettivamente al 4% e 8%.

Per confrontare i dati relativi alla sex-ratio, rilevati in altre aree del Mediterraneo, si è reso indispensabile considerare le taglie degli individui riportate in Tabella 6. Da questa si evince che le frequenze percentuali dei maschi e delle

femmine hanno pressoché gli stessi valori, mentre gli ermafroditi si diversificano in relazione alle aree geografiche.

Distribuzione batimetrica - La specie è stata catturata fino ad una profondità massima di 200 metri che risulta essere superiore sia a quella rinvenuta da Zupanovic e Rijavec (1980) nel medio Adriatico (104 m) che a quella rilevata

	F		M		E	
Età	%	N	%	N	%	N
1	49	49	13	13	38	38
2	58	80	17	23	25	34
3	54	49	22	20	24	22
4	51	21	23	11	26	12
5	46	11	50	12	4	1
6	46	6	46	6	8	1
7	57	4	43	3	–	–
8	100	3	–	–	–	–

Tab. 5 - Sex-ratio di *Pagellus erythrinus* (L. 1758) in relazione all'età.
Sex-ratio of *Pagellus erythrinus* (L. 1758) according to age.

da Mytilinéou (1989) lungo le coste orientali della Grecia centrale (130 m). Nei nostri campioni, la maggior parte degli individui, l'84,2 %, è distribuita entro l'isobata dei 50 m, mentre tra i 50 ed i 120 metri è presente rispettivamente l'8 ed il 6,3% e solo l'1,5% è stato rinvenuto tra i 120 ed i 200 metri. Entro l'isobata

Fig. 4 - Valori % di sex-ratio in relazione alle taglie di *Pagellus erythrinus* (L. 1758) confrontati con quelli riportati da altri Autori.
Sex-ratio % values of *Pagellus erythrinus* (L. 1758) according to sizes, compared to those reported by other Authors.

LS (cm)	LARRAÑETA (1964) Castellón de la Plana			ZUPANOVIC (1980) Medio Adriatico			GIRARDIN (1981) Golfo del Leone			CEFALI *et al.*; Tirreno Meridionale		
	F	M	E	F	M	E	F	M	E	F	M	E
7	–	–	–	100	–	–	–	–	–	50	–	50
8	–	–	–	100	–	–	–	–	–	54	23	23
9	–	–	–	100	–	–	–	–	–	46	18	36
10	–	–	–	10	–	–	–	–	–	41	31	28
11	–	–	–	100	–	–	–	–	–	50	9	41
12	–	–	–	100	–	–	88	7	5	67	15	18
13	–	–	–	100	–	–	91	7	2	68	16	16
14	98	–	2	93	7	–	90	7	3	53	14	33
15	94	3	3	87	10	3	74	20	6	60	15	25
16	94	5	1	70	21	9	76	15	9	72	20	8
17	92	4	4	37	43	20	86	14	–	55	18	27
18	83	13	4	27	51	22	72	22	6	28	39	33
19	99	17	4	9	67	24	74	24	2	25	40	35
20	65	24	11	–	73	27	78	16	6	67	24	9
21	48	31	21	17	50	33	66	25	9	80	–	20
22	41	34	25	25	50	25	59	33	8	20	80	–
23	33	44	23	–	60	40	72	26	2	50	50	–
24	49	33	18	–	–	–	65	33	2	43	–	57
25	28	55	17	–	–	100	–	–	–	100	–	–
26	47	46	7	–	–	–	60	40	–	–	–	–
27	53	42	5	–	–	–	60	40	–	100	–	–
28	46	46	8	–	–	–	67	33	–	–	–	–
29	33	67	–	–	–	–	60	40	–	–	–	–

di 50 metri sono rappresentate tutte le taglie dimensionali, da 5 cm fino a 26 cm LF. Oltre tale isobata si nota una drastica mancanza degli individui inferiori ai 15 cm di LF, fatta eccezione per alcuni individui con una lunghezza compresa fra 9 e 14 cm di LF catturati tra 50 e 80 metri (Fig. 4).

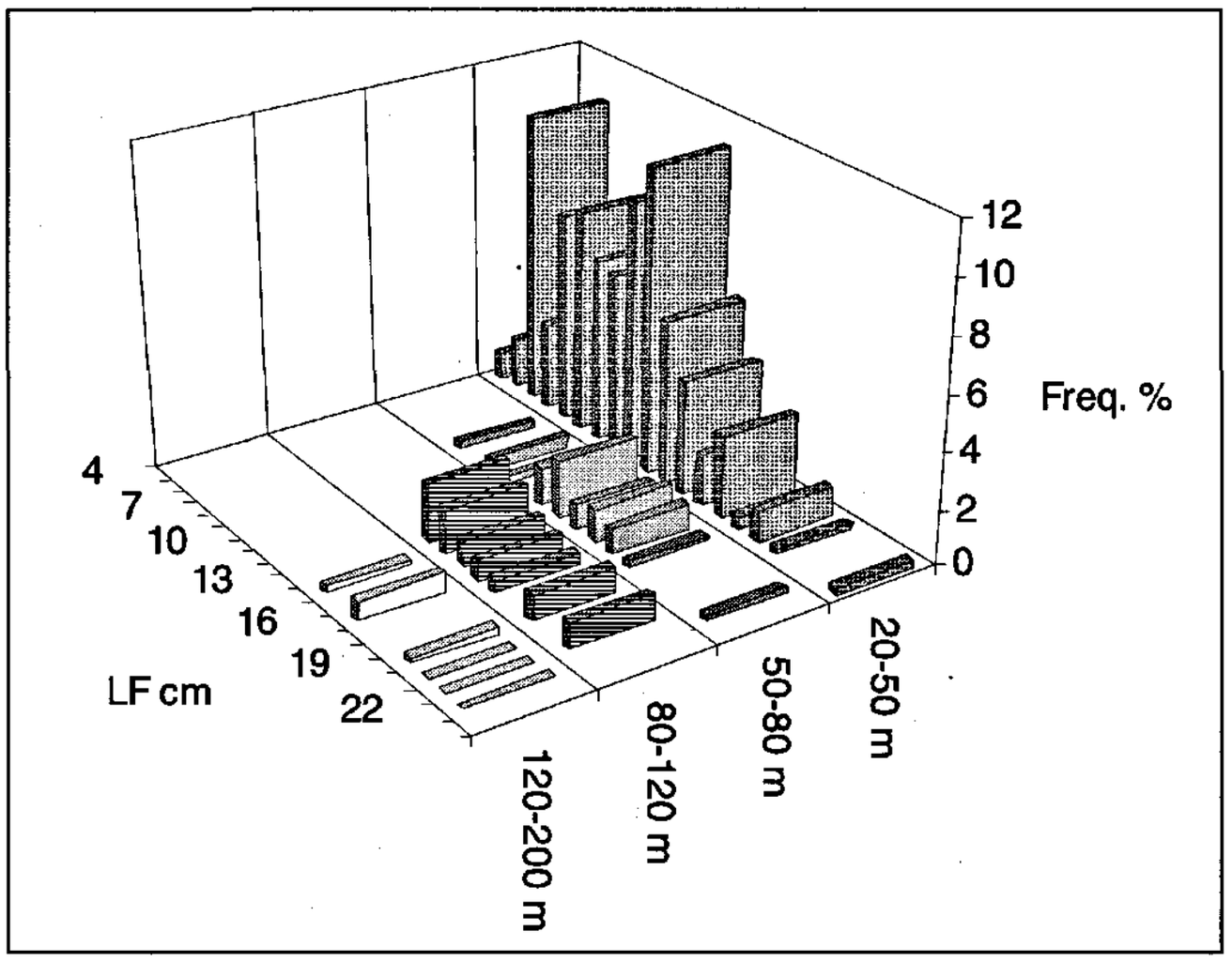


Fig. 4 - Distribuzione batimetrica di *Pagellus erythrinus* (L. 1758) in relazione alle frequenze di taglia.
Batymetric distribution of *Pagellus erythrinus* (L. 1758) according to size frequencies.

Discussione e conclusioni

I parametri biologici rilevati sono in linea di massima in accordo con i risultati di precedenti ricerche nel Mediterraneo. La diversificazione dell'accrescimento (maschi più piccoli delle femmine), sarebbe più evidente senza la presenza degli ermafroditi che, caratterizzati da un accrescimento maggiore, una volta differenziatisi in maschi, ne aumentano gli incrementi medi di crescita. Tale modalità d'accrescimento è avvalorata dalla proteroginia della specie, già riscontrata da Girardin (1980), ed è confermata dalla sex-ratio in relazione all'età determinata nei nostri campioni. La relazione taglia-peso degli individui esaminati non mostra apprezzabili differenze tra i sessi mentre, il confronto con altri popolamenti mediterranei ha evidenziato nella popolazione del Basso Tirreno un peso inferiore a parità di taglia. La sex-ratio della popolazione, inizialmente a vantaggio delle femmine tende al 50% per il progressivo aumento del numero dei maschi; tale andamento è giustificato dalla contemporanea diminuzione degli ermafroditi. I dati sulla distribuzione batimetrica indicano stadi giovanili confinati entro l'isobata dei 50 metri. A tal proposito, confrontando i nostri risultati con quanto osservato nelle acque ioniche della Grecia da Mytilinéou (1989), che riferisce - sull'esistenza di un legame tra l'aumento delle taglie e l'aumento della profondità - si evince che il valore medio della taglia aumenta con l'aumento della profondità; ciò nonostante non esiste alcuna correlazione tra i due parametri.

Summary

Pagellus erythrinus is a teleost fish widely distributed throughout the whole Mediterranean (Tortonese, 1970). The biology of population living in the Southern Thyrrhenian sea has been investigated in order to compare it to that of the ones living in other area. The following biological parameters have been examined: sex-ratio; growth in length according to sex; weight-length relationship; bathymetric distribution. Are totally sampled 527 fish. Biometrics parameters have been calculated: standard length; fork length; total weight; eviscerated weight. Has been also evaluate the age of the fish using the scales and otholits comparative method. Have been founded female of 8+ (SL max. = 26.9 cm); male of 7+ (SL max. = 23 cm); hermaphrodites of 6+ (SL max. = 23.9 cm). Sex ratio data processing has pointed out the constant presence of female (50%) in all ages. Percentage of hermaphrodites decrease with the age increasing, passing from 38% at 1 year to 8% at 6 year. Male passing from 13% at 1 year to 50% at 5 years.

During the first years annual growth gain are wider in female than in male, afterwards these differences tend reducing. Hermaphrodites of 3+ have wider annual growth gain than female. Bathymetric distribution data processing shows a progressive reduction of juveniles with the depth increasing. Comparison with other Mediterranean population has pointed out a lower size-weight relationship than that reported by other Authors.

Bibliografia

ANDALORO F., PRESTIPINO GIARRITTA S. (1985) - Contribution to the knowledge of the age and growth of pandora, *Pagellus erythrinus* (L. 1758) in the Sicilian Channel. Second Technical Consultation on Stock Assessment in the Central Mediterannean. Mazara del Vallo, Italy, 24-28 June 1985. *FAO Fish. Rep.*, **336**: 140.

CANNIZZARO L., GAROFALO G., SCALISI M. (1992) - *Pagellus erythrinus* distribuzione spazio-temporale. *Biologia Marina, suppl. al Notiziario S.I.B.M.* Atti XXIII Congresso, **1**: 363-364.

FERRETTI M. (1983) - Inventario degli attrezzi da pesca usati nelle marinerie italiane. Ministero Marina Mercantile: 1-95.

GHORBEL M. (1981) - Contribution à l'ètude morphologique et biologique des poissons *Pagellus* et *Lithognathus* de Tunisie; étude dynamique préliminaire du pageau dans le Golfe de Gabes. *Rapport de stage, DEA de Biologie Marine et d'Océanographie, Faculté des Sciences de Tunis*, **139**.

GHORBEL M., KTARI M.H. (1982) - Étude prèliminaire de la reproduction de *Pagellus erythrinus* des eaux tunisiennes. *Bull. Inst. natn. scient. tech. Ocèanogr. Pêche Salammbo*, **9**: 23-38.

GIRARDIN M. (1980) - Etat de la pêche des Sparidae du Golfe du Lion. Application de deux modèles de gestion (Schaefer, 1957; Beverton et Holt, 1957) aux stocks de *Pagellus erythrinus* et *Boops boops*. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, **44** (3): 221-233.

GIRARDIN M., QUIGNARD J.P. (1985) - Croissance de *Pagellus erythrinus* (Pisces: Teleosteen, Sparidae) dans le Golfe du Lion. *Cybium*, **9** (4): 359-374.

FERRETTI M. (1983) - Inventario degli attrezzi da pesca usati nelle marinerie italiane. Relazione Ministero Marina Mercantile: 1-95.

GULLAND J.A. (1969) - Manuel des mèthodes d'evalutation des stoks d'animaux aquatiques. Première partie - Analyse des populations. *FRs/M4, FAO*, Roma.

HADJISTEPHANOU N.A. (1992) - Assessment of five demersal marine fish stocks of Cyprus for the year 1989. *FAO Fish. Rep.*, **447**: 23-34.

HASHEM M.T., GASSIM A.S. (1981). Some aspects of the fishery biology of *Pagellus erythrinus* (L.) in the Libyan waters. *Bull. Inst. Oceanogr. Fish.*, **7** (3): 429-441.

JUKIC S., PICCINETTI C. (1981) - Quantitative and qualitative characteristics of demersal

resources in the Adriatic sea with some population dynamics estimates. GFCM Report of the Technical Consultation on stock assessment in the Adriatic. *FAO Fish. Rep.*, **253**: 186.

LARRAÑETA M.G. (1953) - Observaciones sobre la sexualidad de *Pagellus erythrinus* L. *Publ. Inst. Biol. Apl.* **13**: 83-101.

LARRAÑETA M.G. (1964) - Sobre la biologia de *Pagellus erythrinus* (L.) especialmente del de las costas de Castellòn. *Inv. Pesq.*, **27**: 121-146.

LARRAÑETA M.G. (1965) - Relacion entre el crecimiento y la inversion sexual en *Pagellus erythrinus*. *Reu. Prod. Pesq.*, **5**: 99-101.

LARRAÑETA M.G. (1967) - Crecimiento de *Pagellus erythrinus* de las costas de Castellon. *Inv. Pesq.*, **31** (2): 185-258.

LIVADAS R.J. (1989) - A study of the biology and population dynamics of pandora (*Pagellus erythrinus* L. 1758), family Sparidae, in the seas of Cyprus. *FAO Fish. Rep.*, **412**: 58-76.

MYTILINEOU C. (1988) - Preliminary study of the reproductive cycle and hermaphroditism in red pandora, *Pagellus erythrinus* L. of the Patraikos and the Korinthiakos Gulf and the Ionian Sea, Greece. Proc. 2nd *Panhellenic Symp. Oceanogr. and Fish.*

MYTILINEOU C. (1989a) - Données biologiques sur le pageot, *Pagellus erythrinus*, des côtes orientales de la Grèce centrale. *FAO Fish. Rep.*, **412**: 77-82.

MYTILINEOU C. (1989b) - Notes on the hermaphroditism and the reproduction of red pandora (*Pagellus erythrinus* L.) in the coastal waters of eastern central greece. *The International seminar on the combat of pollution and the conservation of marine wealth in the Mediterranean sea. Ras-Lanuf, Gulf of Sirte, June 5-8.*

ORSI RELINI L., RELINI G., ROMEO G., TUNESI L. (1983/84) - Reclutamento e primo accrescimento degli sparidi del genere Pagellus sui fondi strascicabili del Mar Ligure. *Nova Thalassia*, **6** suppl.: 489-501.

ORSI RELINI L., ROMEO G. (1985) - Vertical distribution, age growth and mortality of *Pagellus erythrinus* on trawled coastal areas of the ligurian sea. *Rapp. Comm. int. Mer. Mer Mèdit.*, **29** (8): 103-106.

PAPACONSTANTINOU C. (1984) - Utility of the length-weight relationship in the study of the red pandora populations in the Greek seas. *Thalassographica*, **7**: 53-60.

PAPACONSTANTINOU C., PETRACIS G., VASSILOPOULOU V. (1986) - Fecundity of hake (*Merluccius merluccius* L.) and red pandora (*Pagellus erythrinus* L.) in greek seas. *Acta Adriat.*, **27** (1/2): 85-95.

PAPACONSTANTINOU C., MYTILINEOU C., PANOS T. (1988) - Aspects of the life history and fishery of red pandora, *Pagellus erythrinus* (Sparidae) off western Greece. *Cybium*, **12** (4): 267-280.

PASSELAIGUE. (1974) - GFCM Working Party on resource appraisal and fishery statistics. Report of the Technical Consultation on stock assessment in the Balearic and Gulf of Lions Statistical Division. *FAO Fish. Rep.*, **277**: 151.

RIJAVEC L., ZUPANOVIC S. (1965) - A contribution to the knowledge of biology of *Pagellus erythrinus* in the middle Adriatic. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit. CIESM*, **18** (2): 195-200.

TORTONESE E. (1970) - «Osteichthyes» (Pesci Ossei). Edizioni Calderini Bologna, part.2, vol. II.

VASSILOPOULOU V., MYTILINEOU C., PAPACONSTANTINOU C. (1986) - Preliminary biological data on the red pandora (*Pagellus erythrinus* L. 1758) in the Greek seas. *FAO Fisheries Report.*, **361**: 107-118.

ZEI M., ZUPANOVIC S. (1961) - Contribution to the sexual cycle and sex reversal in *Pagellus erythrinus* L. *Rap. Proc. Verb. Rèu., C.I.E.S. Mèdit.*, **16** (2): 263-268.

ZUPANOVIC S., RIJAVEC L. (1980) - Biology and population dynamics of *Pagellus erythrinus* (L.) in the insular zone of the middle Adriatic. *Acta Adriat.*, **21** (2): 203-226.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 683-685

F. Colloca, S. Cerasi

Maja scrl, Via Gallia, 10 - 00199 Roma, Italia.

LA PESCA DEL MERLUZZO CON RETI DA POSTA NELL'AREA DEL CILENTO-GOLFO DI POLICASTRO (TIRRENO MERIDIONALE)

GILLNET HAKE FISHERY IN THE CILENTO-GOLFO DI POLICASTRO AREA (SOUTHERN TYRRHENIAN SEA)

Abstract

A study on the gillnet hake fishery in the Cilento area has been carried out with the aim to assess fishing effort and yield.

Key-words: Hake fishery, gillnets, yield.

Introduzione

Il merluzzo costituisce una risorsa fondamentale della pesca italiana coinvolgendo sia imbarcazioni della piccola pesca che motopescherecci a strascico. La pesca della specie con reti da posta si è sviluppata lungo le coste italiane a partire dai primi anni '70 (Scaccini *et al.*, 1970), assumendo una notevole importanza in diverse marinerie.

La quantificazione di tale attività risulta pertanto un presupposto indispensabile ai fini della gestione degli stock della specie. Questo studio ha avuto per scopo la valutazione delle attività di pesca del merluzzo con reti da posta nell'area del Cilento-Golfo di Policastro dove opera una flottiglia consistente di imbarcazioni che praticano questo mestiere.

Materiali e metodi

I dati sono stati acquisiti mensilmente presso 6 marinerie (Acciaroli, Marina di Pisciotta, Palinuro, Marina di Camerota, Scario e Sapri), da febbraio 1995 a gennaio 1996, nell'ambito di una ricerca, sulle attività di piccola pesca nell'area del Cilento-Golfo di Policastro, finanziata dal Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali.

Complessivamente sono stati effettuati 135 rilevamenti giornalieri presso i porti dell'area e campionate allo sbarcato 184 imbarcazioni della locale flotta di piccola pesca, scelte seguendo un criterio di casualità.

Per ciascuna unità campionata sono stati rilevati i quantitativi sbarcati per specie, l'area, la profondità e i tempi di pesca, le dimensioni e le caratteristiche degli attrezzi impiegati e il personale imbarcato. Sono state inoltre effettuate uscite a bordo con gli addetti locali al fine di acquisire dati biometrici sul pescato.

Per analizzare le differenze nelle rese tra le due principali aree di pesca (Golfo di Policastro e Cilento) e tra i diversi periodi dell'anno sono state utilizzate la Kruskall-Wallis Anova e il test U di Mann-Whitney (Sokal e Rohlf, 1995).

Risultati

La pesca del merluzzo nell'area di studio ha coinvolto, durante l'indagine, 36 imbarcazioni caratterizzate dalle seguenti caratteristiche dimensionali medie: tonnellaggio (6,52 TSL, d.s.=2,5, C.V.=0,38); potenza motore (103,7 Hp, d.s.=1,95, C.V.=0,57); lunghezza fuori tutto (9,89 m, d.s.=1,95, C.V.=0,57). Il periodo di maggiore intensità di pesca è risultato essere quello compreso tra i mesi di gennaio e maggio. Le principali aree di pesca sono risultate il tratto di mare antistante il litorale tra Ascea e Capo Palinuro e il Golfo di Policastro. Nella prima area le imbarcazioni operano su fondali posti tra 90 e 200 m circa, impiegando reti in monofilo con maglia prevalente di 2,40-2,66 cm lato (lunghezza media=5.800 m, d.s=1.600). Le reti vengono calate in mare su una batimetrica costante al fine di evitare conflittualità con lo strascico e tenute in pesca per 3-6 ore. Nella seconda area le reti in multifilamento, con maglia prevalente di 2,98 cm lato (lunghezza media=3700 m, d.s.=1.500) vengono disposte ad anse su fondali non strascicabili posti tra 150 e 600 m circa e salpate dopo non meno di 24 ore. Nella composizione dello sbarcato il merluzzo costituisce sempre oltre il 70% delle catture in peso (Tab. 1). Allo sbarcato sono state identificate 36 specie differenti nell'area del Cilento e 52 nel Golfo di Policastro.

Tab. 1 - Rendimenti medi e d.s. delle imbarcazioni operanti la pesca del merluzzo con reti da posta nel Golfo di Policastro e nell'area del Cilento (febbraio '95 a gennaio '96).
Mean yield of hake obtained by the small-scale fishing fleet in the Golfo di Policastro and Cilento areas (February '95-January '96).

Mesi	1995 II-III	IV-V	VI-VII	VIII-IX	X-XI	1995-96 XII-I
	GOLFO di POLICASTRO					
M.merluccius (Kg/Km rete)	4.4+/-2.6	4.1+/-3.1	2.4+/-1.6	3.3+/-3.8	1.8+/-1.9	7.5+/-3.9
Rese totali (Kg/Km rete)	5,6+/-3,1	6,0+/-3,9	3,8+/-1,7	4,9+/-4,7	2,6+/-2,1	8,2+/-3,8
	CILENTO					
M.merluccius (Kg/Km rete)	5.0+/-2.3	4.7+/-2.2	6.8+/-4.6	7.9+/-10.3	3.4+/-2.5	5.9+/-3.8
Rese totali (Kg/Km rete)	5,8+/-3,7	5,4+/-3,9	7,5+/-4,4	8,4+/-10,6	4,3+/-2,0	6,9+/-5,0

Le due aree hanno evidenziato differenze significative nelle rese di merluzzo ($p<0.0001$) (media: 6.5 Kg/km nel Cilento e 3.9 Kg/km nel Golfo di Policastro), mentre non sono state riscontrate variazioni significative tra i diversi periodi dell'anno ($p>0.05$) (Tab.1). Le distribuzioni di frequenza delle taglie evidenziano una moda principale attorno a 29 cm L.T. (Fig.1). In quest'ultima area la composizione delle taglie è risultata caratterizzata da una più elevata percentuale di individui di grandi dimensioni (L.T.>40 cm).

Conclusioni

Le attività di pesca del merluzzo con reti da posta hanno evidenziato differenze sostanziali tra le due principali aree. Le variazioni dell'intensità di pesca, osservate stagionalmente, non sembrerebbero riferibili ad oscillazioni di abbondanza della risorsa. Le rese sono risultate più elevate nel Cilento dove le catture hanno interessato prevalentemente individui di taglia minore rispetto all'area del

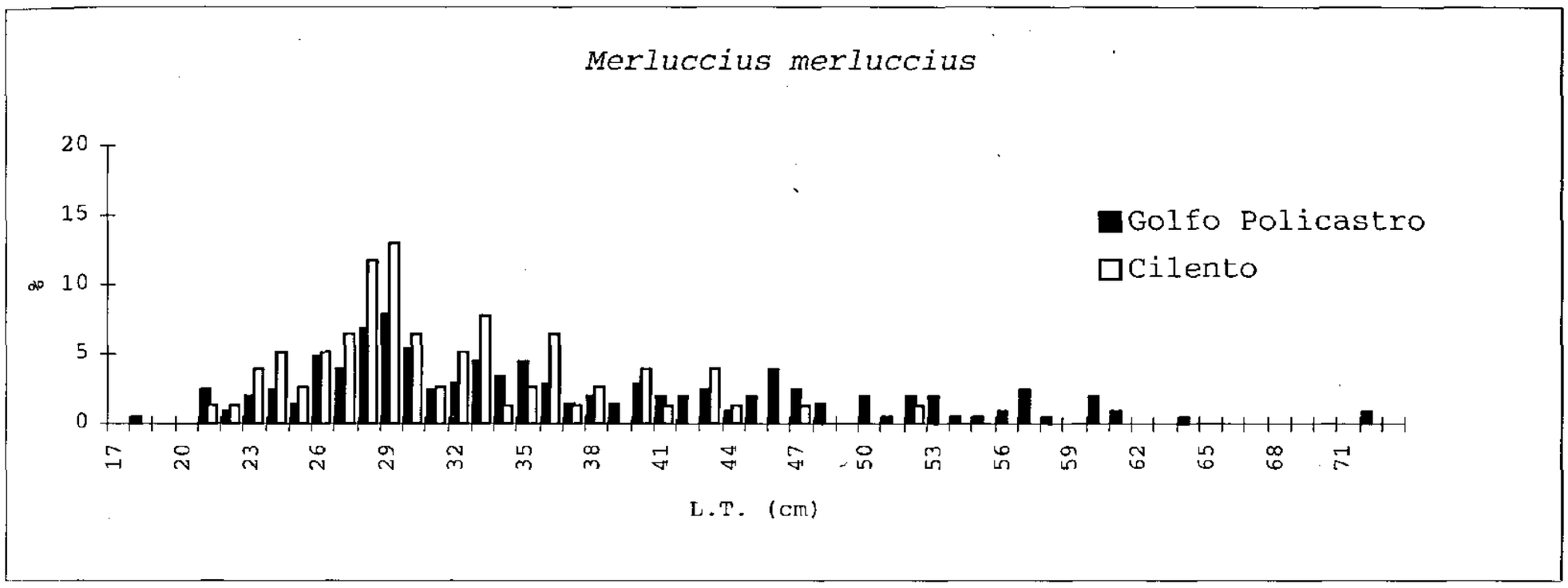


Fig. 1 - Distribuzioni di frequenza del merluzzo nell'area del Cilento (n=140) e del Golfo di Policastro (n=220).
Length frequency distribution of hake in the Cilento (n=140) and Golfo di Policastro (n=220) fishing areas.

Golfo di Policastro. In quest'ultima zona le imbarcazioni operano su fondali profondi caratterizzati da una maggiore abbondanza di individui di grandi dimensioni. In ambedue le aree la pesca è risultata fortemente selettiva in tutti i periodi dell'anno e caratterizzata dalla prevalenza di individui di merluzzo oltre il terzo anno di età.

Bibliografia

SCACCINI A., PICCINETTI C., SARÀ R. (1970) - Stato attuale della pesca in acque profonde nei mari italiani. *Boll. Pesca, Piscic., Idrobiol.*, **25** (5): 5-35.
SOKAL R.R., ROHLF F.J. (1995) - *Biometry*. W.H. Freeman & Co., New York: 887 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 686-689

S. DESANTIS, A. CORRIERO*, M. LABATE, G. DE METRIO*, A. YANNOPOULOU**

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, via E. Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.
* Dip. di Produz. Animale, Università di Bari, Italia.
** Dep. of Biology, University of Athens, Greece.

OSSERVAZIONI ISTOLOGICHE ED ISTOCHIMICHE SU OVARI DI DUE PESCI SPADA (*XIPHIAS GLADIUS* L.) DEL GOLFO DI TARANTO

HISTOLOGICAL AND HISTOCHEMICAL STUDY OF OVARIES OF TWO SWORDFISH (*XIPHIAS GLADIUS* L.) FROM THE GULF OF TARANTO

Abstract

Morphological and histochemical study of the ovaries of two swordfish (Xiphias gladius L.) *allowed the identification of four previtellogenetic stages in the younger sample (LJFL=120 cm), and three further previtellogenetic stages in the older one (LJFL=200 cm).*

Key-words: ovary, histology, histochemistry, swordfish, teleosts.

Introduzione

Poichè lo sviluppo dei follicoli ovarici di pesce spada è stato oggetto di scarsi studi (De Metrio *et al.*, 1997; Desantis *et al.*, 1996), presentiamo ulteriori dati istologici, morfometrici ed istochimici relativi agli ovari di due femmine di pesce spada con LJFL (lunghezza estremità della mandibola - forca caudale) rispettivamente di 120 cm e 200 cm catturate nel mese di maggio del 1996 nelle acque del Golfo di Taranto.

Materiali e metodi

Di ogni esemplare sono stati misurati lunghezza e peso delle gonadi per il calcolo dell'indice gonado-somatico (IG). Frammenti delle parti anteriore, media e posteriore di entrambe le gonadi, sono stati: 1) fissati in GTA 3% in tampone cacodilato O.1 M pH 7.2, post-fissati in OsO_4 1% ed inclusi in Araldite; 2) fissati in Bouin ed inclusi in paraffina. Dai campioni inclusi in Araldite sono state eseguite sezioni semifini di 1 µm di spessore che, dopo colorazione con Blu di toluidina, sono state utilizzate per l'analisi morfometrica e densitometrica. Dai campioni inclusi in paraffina sono state tagliate sezioni di 7 µm di spessore successivamente colorate con Ematossilina-Eosina, Pironina, PAS e Alcian blu a pH 2.5.

Risultati

I due esemplari studiati hanno manifestato IG differenti (rispettivamente 0.21 e 1.24) e l'analisi istologica degli ovari ha evidenziato differenti popolazioni ovocitarie (fig. 1a, b). Nella femmina più piccola le gonadi sono risultate costituite da ovociti nei primi quattro stadi di sviluppo maturativo (Desantis *et al.*, 1996) mentre nella femmina più grande le gonadi hanno presentato ulteriori tre

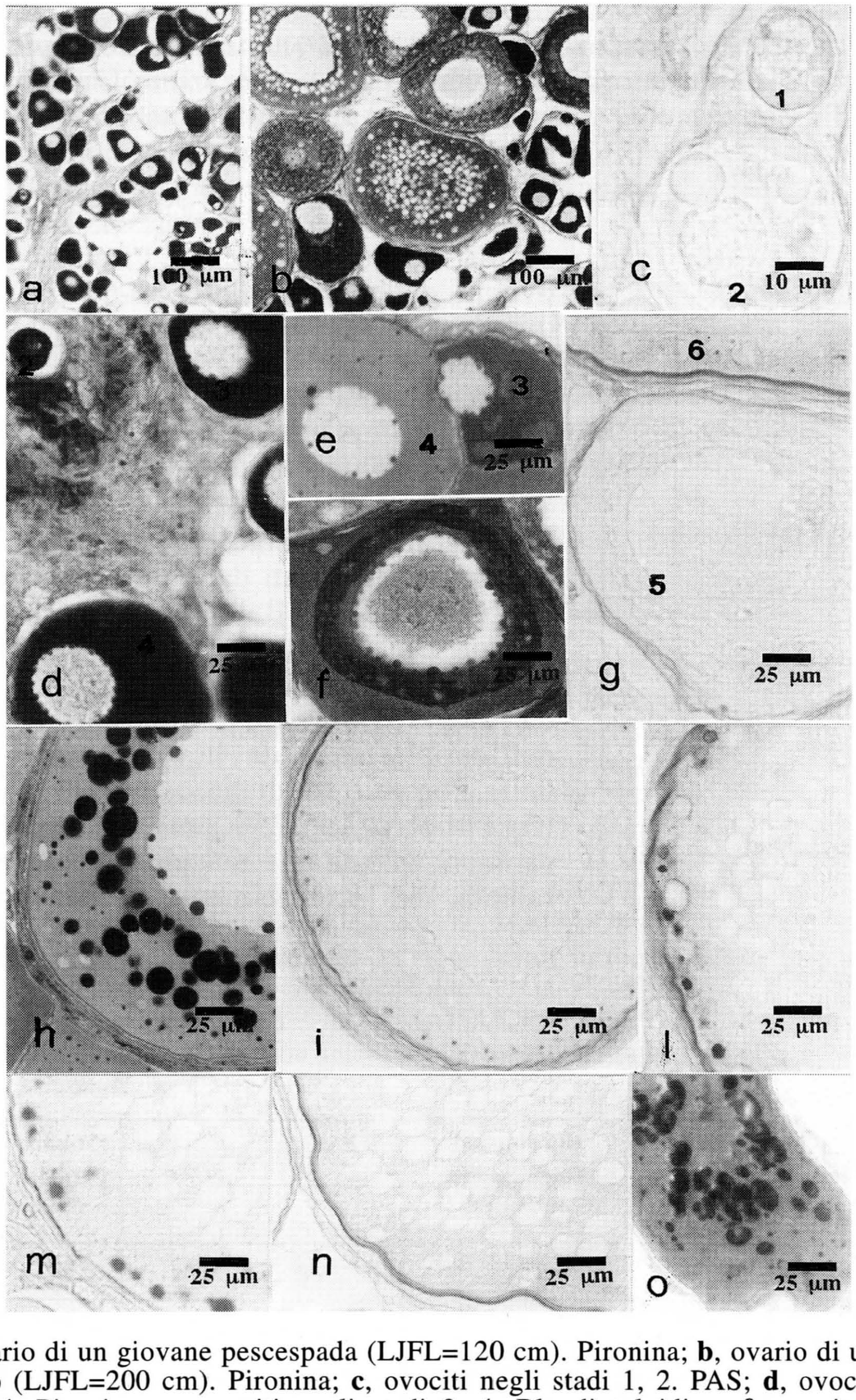


Fig. 1 – **a**, ovario di un giovane pescespada (LJFL=120 cm). Pironina; **b**, ovario di un pescespada adulto (LJFL=200 cm). Pironina; **c**, ovociti negli stadi 1, 2. PAS; **d**, ovociti negli stadi 2, 3, 4. Pironina; **e**, ovociti negli stadi 3, 4. Blu di toluidina; **f,** ovocita nello stadio 5 con evidente anello di Balbiani. Ematossilina-Eosina; **g**, ovociti negli stadi 5 e 6. PAS; **h**, ovocita nello stadio 6. Blu di toluidina; **i**, ovocita nello stadio 6. PAS; **l**, ovocita dello stadio 6 in fase più avanzata. PAS; **m**, ovocita nello stadio 6. Alcian blu pH 2,5; **n**, ovocita nello stadio 7. Alcian blu-PAS; **o**, follicolo atresico. Blu di toluidina.

a, ovary of the young swordfish (LJFL=120cm). Pyronine; **b**, ovary of the young swordfish (LJFL=200 cm) Pyronine; **c**, stage 1 and 2 oocytes. PAS; **d**, stage 2, 3 and 4 oocytes. Pyronine; **e**, stage 3 and 4 oocytes. Toluidine blue; **f**, stage 5 oocytes containing a Balbiani body. Hematoxylin-Eosin; **g**, stage 5 and 6 oocytes. PAS; **h**, stage 6 oocytes Toluidine blue; **i**, stage 6 oocytes. PAS; **l**, more mature stage 6 oocytes. PAS; **m**, stage 6 oocyte. Alcian blue pH 2.5; **n**, stage 7 oocytes. Alcian blue-PAS; **o**, atretic follicle. Toluidine blue.

stadi di sviluppo (Tabelle 1, 2). In entrambi gli esemplari, gli ovociti nell'iniziale stadio maturativo (stadio 1; ø 10-18 µm) hanno mostrato nuclei meiotici ed ovoplasma con affinità tintoriale crescente per le colorazioni Ematossilina-Eosina, Blu di toluidina e Pironina, mentre nessuna affinità è stata osservata per la PAS reazione (fig. 1c) e per l'Alcian blu. Gli ovociti dello stadio 2 (ø 20-30 µm) hanno mostrato intensa colorazione dell'ovoplasma con Ematossilina-eosina, Blu di toluidina e Pironina (fig. 1d). Gli ovociti dello stadio 3 (ø 30-60 µm) e dello stadio 4 (ø 60-90 µm) hanno presentato graduale riduzione dell'intensità di colorazione dell'ovoplasma (figg. 1d,e). Il quarto stadio, inoltre, é stato caratterizzato dalla comparsa di alcune minute gocciole lipidiche.

Negli ovari dell'esemplare con LJFL = 200 cm i follicoli nello stadio 5 (ø 90-160 µm) sono apparsi caratterizzati dal completamento dell'anello citoplasmatico di Balbiani che assume colorazione con Ematossilina (fig. 1f), Blu di toluidina e Pironina, da un'esile zona radiata PAS+ (fig. 1g), da una sostanziale riduzione di colorazione dell'ovoplasma e da lieve incremento numerico delle gocciole lipidiche osmiofile. Nello stadio 6 (fig. 1h) (ø 165-250 µm) i follicoli sono stati caratterizzati da una maggiore evidenza della zona radiata, dall'accrescimento e diffusione, a corona

Tab. 1 - Dimensioni e frequenze degli ovociti.
Oocytes size and frequences.

Stadio Stage	IG GI	ø± ds	%
1	0.21	10.4±2.9	21.0
	1.24	13.4±3.8	6.2
2	0.21	24.0±3.9	22.0
	1.24	25.0±3.3	17.8
3	0.21	44.6±8.5	47.8
	0.24	44.7±8.2	27.4
4	0.21	65.2±4.6	9.1
	1.24	75.1±9.7	20.5
5	0.21	-	-
	1.24	127.3±22.8	18.5
6	0.21	-	-
	1.24	201.25±32.0	6.8
7	0.21	-	-
	1.24	308.4±27.6	1.4
atresico atretic	0.21	-	-
	1.24	-	1.4

IG=Indice gonadosomatico
GI=Gonadosomatic index

Tab. 2 - Affinità tintoriali degli ovociti.
Oocyte tinctorial affinities.

Stadio Stage	Ematoss. Hematox.	Blu di toluid. Toluidine blue	PAS	Alcian blue pH2.5	Pironina Pyronine
1	+-/++++	+-/++++	-	-	+-/++++
2	++++	++++	-	-	++++
3	+++	++	-	-	++++
4	+++	+/rari lipidi (rare lipids)	-	-	+++
5	+++/aB	+/aB/rari lipidi (rare lipids)	+-/zr	+-	+++/aB
6	++/zr	+-/zr/lipidi (lipids)/vc/ac	+/zr/vc/ac	+/vc/ac	++
7	++/zr	+-/zr/lipidi (lipids)	++/zr	+	++

Ematoss., Ematossilina; Hematox, Hematoxylin; +-/++++ colorazione appena percettibile/densità massima (faintly visible staining/most staining); aB anello di Balbiani (Balbiani body); zr zona radiata (radiate zone); vc vescicole corticali (cortical vesicles); ac alveoli corticali (cortical alveoli).

perinucleare, delle gocciole lipidiche oltre che dalla comparsa di vescicole corticali (fig. 1i) confluenti in alveoli (fig. 1l) PAS+ ed alcianofili (fig. 1m). Anche l'ovoplasma periferico manifesta incremento di affinità con i metodi PAS ed Alcian blu. Infine, nello stadio 7 (fig. 1n) (ø 250-380 µm) l'ovoplasma ha evidenziato affinità tintoriale con la PAS reazione e con Alcian blu, mentre gli inclusi periferici non sono più colorabili tranne qualche residuo granulare PAS+ . Alcuni follicoli sono stati trovati in stato di atresia (fig. 1o).

Conclusioni

Sulla base di queste osservazioni, concludiamo che gli ovari della giovane femmina presentano, come prevedibile, una componente ovocitaria a carattere verginale (De Metrio *et al.*, 1997), mentre gli ovari dell'esemplare adulto mostrano fasi maturative in progressione verso la vitellogenesi con caratteristiche simili a quelle osservate in altri teleostei (Matsuyama M. *et al.*, 1988, 1991; Giulianini P. *et al.*, 1994), nonostante la presenza di follicoli atresici.

Bibliografia

DE METRIO G., SANTAMARIA N., CORRIERO A., LABATE M., DESANTIS S., ACONE F., SANNA L., PALMIERI G. (1997). Studio istologico preliminare sugli ovari di un pesce spada giovane. *Biol. Mar. Medit.,* **4** (1): 518-520.

DESANTIS S., LABATE M., CORRIERO A., (1996). Osservazioni istologiche su ovari di pesce spada (*Xiphias gladius* L.) in fase post-ovulatoria. *Atti 57° Congr. U.Z.I.:* 103.

GIULIANINI P.G., DI MARCOTULLIO A., FERRERO E.A., PATZNER R.A. (1994). Light microscopical and ultrastructural cytology of the ovaries in the sea grass goby *Zosterisessor ophiocephalus* (Osteichthies, Gobiidae). *Boll. Zool.,* **61**: 135-144.

MATSUYAMA M., ADACHI S., NAGAHAMA Y., MATSUURA S. (1988). Diurnal rhytm of oocyte development and plasma steroid hormone levels in the female red sea bream, Pagrus major, during the spawning season. *Aquaculture,* **73**: 357-372.

MATSUYAMA M., NAGAHAMA Y., AND MATSUURA S. (1991). Observations on ovarian follicle ultrastructure in the marine teleost, *Pagrus major*, during vitellogenesis and oocyte maturation. *Aquaculture,* **92**: 67-82.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 690-693

G. D'Onghia, P. Maiorano, M. Panza, P. Panetta

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

RINVENIMENTO DI *CHTENOPTERYX SICULA* (VERANY, 1851) (MOLLUSCA, CEPHALOPODA) NEL MAR IONIO SETTENTRIONALE

OCCURRENCE OF *CHTENOPTERYX SICULA* (VERANY, 1851) (MOLLUSCA, CEPHALOPODA) IN THE NORTH-WESTERN IONIAN SEA

Abstract

The *first finding of* Chtenopteryx sicula *in the north Ionian Sea is reported in this note. An immature male 45 mm DML was caught at 511 m, along the Calabrian coast, during a trawl survey carried out in July 1996.*

Key-words: *Chtenopteryx sicula*, new record, Ionian Sea, Mediterranean Sea.

Introduzione

Chtenopteryx sicula (Verany, 1851) (Teuthoidea: Chtenopterygidae) é una specie cosmopolita a distribuzione oceanica e mediterranea (Wirz, 1958; Clarke, 1966; Adam, 1967).

Sebbene presente sia nel Mediterraneo occidentale sia in quello orientale (Mangold e Boleztky, 1988), la specie non é mai stata segnalata nel Mar Ionio settentrionale. Pertanto, in questa nota si riporta il primo rinvenimento di *Chtenopteryx sicula* in questa area del Mediterraneo medio-orientale.

Materiali e metodi

L'esemplare di *Chtenopteryx sicula* é stato catturato durante una campagna sperimentale di pesca a strascico, condotta nell'ambito di un progetto di ricerca finanziato dalla Comunità Europea e realizzato, a Luglio 1996, nel Mar Ionio settentrionale, lungo la costa calabra.

Per tale ricerca è stato utilizzato un motopeschereccio professionale di 75 t TSL e motore di 360 HP, dotato di rete in nylon con sacco a maglia regolamentare (20 mm di lato) e coprisacco con maglia di 10 mm di lato.

L'esemplare catturato é stato congelato a bordo e successivamente fissato in formalina in laboratorio. La diagnosi specifica è stata effettuata in base alle caratteristiche riportate da Guerra (1992). Sono stati rilevati il peso (in grammi) e alcune misure morfometriche (in mm) nonché il sesso e lo stadio di maturità della gonade.

Risultati

L'esemplare di *Chtenopteryx sicula* è stato catturato al largo di Caulonia (RC), a sud di Punta Stilo (Lat.: 38° 17,64' N; Long.: 16° 32,12' E), durante una cala diurna realizzata alla profondità di 511 m.

Sebbene la cattura avesse danneggiato l'animale, soprattutto nelle sue parti più vulnerabili (pinne e tentacoli), questo manteneva intatte alcune caratteristiche

peculiari della specie (Fig. 1). Il mantello di forma ovalare mostrava sul lato dorsale un residuo della pigmentazione puntiforme dovuto alla presenza dei cromatofori; le pinne, estese per quasi tutta la lunghezza del mantello, come avviene in tutte le forme adulte, presentavano il tipico aspetto frangiato per la presenza di strie muscolari perpendicolari all'asse maggiore del mantello e unite da una sottile e delicata membrana (Fig. 1). La testa presentava braccia corte con estremità appuntite, non tutte integre, mentre i tentacoli erano recisi. Un fotoforo era presente su ciascun globo oculare ed un altro, ben evidente sulla superficie della sacca del nero.

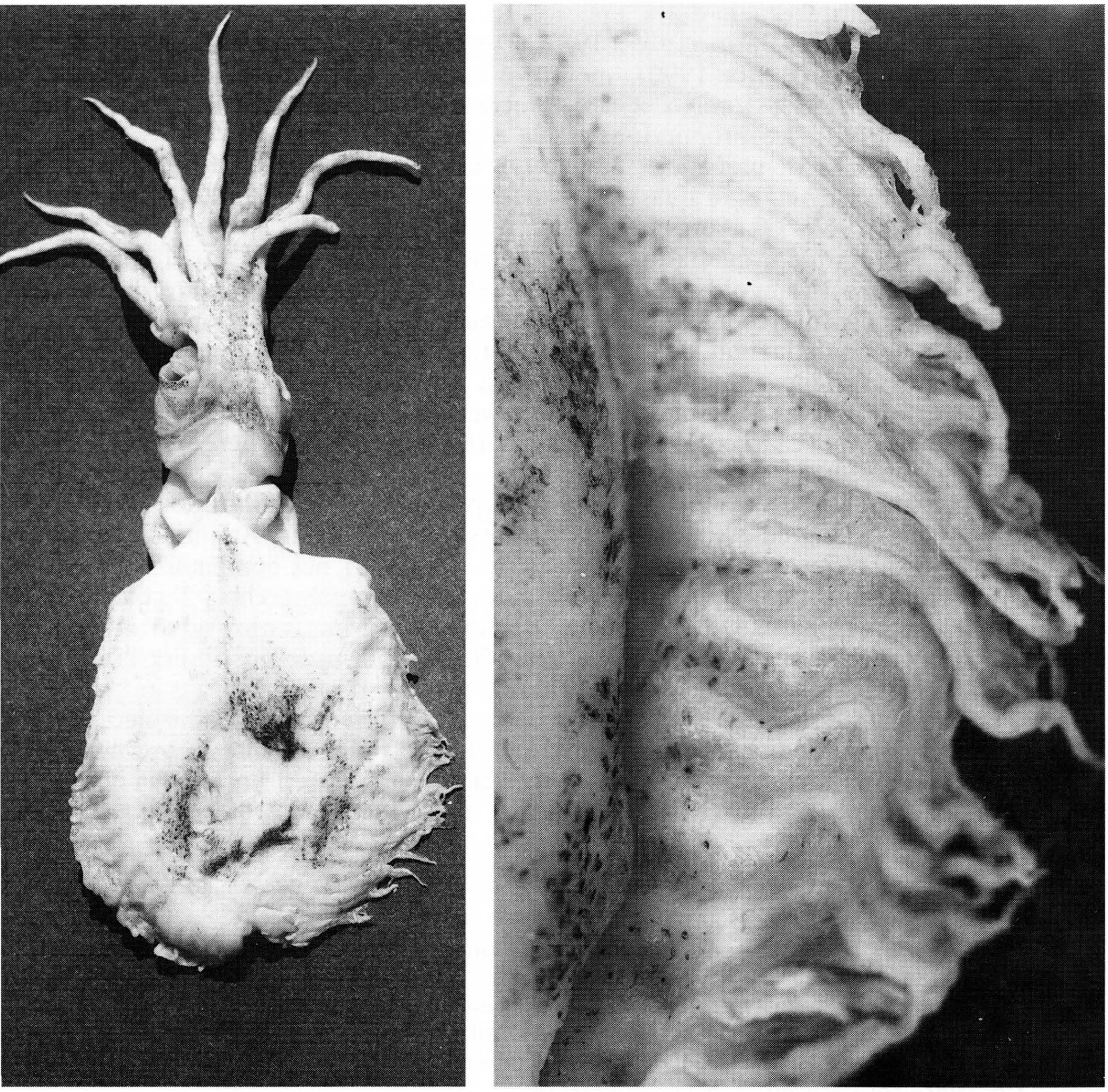


Fig. 1 - Esemplare di *Chtenopteryx sicula* catturato nel Mar Ionio settentrionale (a sinistra). Particolare della pinna (a destra).

Specimen of *Chtenopteryx sicula* caught in the northern Ionian Sea (on the left). A close-up of the fin (on the right).

L'esemplare era un maschio immaturo e aveva le seguenti dimensioni (in mm):

Peso (g)	LT (senza tentacoli)	LDM	LVM	Largh. mant.	Lungh. pinne	Largh. pinne
9,6	105	45	35	28	38	9

Discussione e conclusioni

Il rinvenimento di *Chtenopteryx sicula* risulta essere il primo nel Mar Ionio settentrionale che, insieme al Mar Adriatico, rappresentava un vuoto nella distribuzione mediterranea della specie. Infatti non compare nelle liste dei cefalopodi dell'area (Bello, 1985; 1987; Tursi e D'Onghia, 1992) né in quella del Mar Adriatico (Bello, 1990), mentre é stata catturata nel vicino Stretto di Messina (Spartà, 1933; Torchio, 1966) e recentemente nel canale di Sicilia (Jereb e Ragonese, 1990). Le proporzioni tra le varie parti del corpo dell'esemplare, come la lunghezza di braccia e tentacoli e le pinne che, durante la crescita si allungano sino a eguagliare quasi il mantello, testimoniano l'età adulta dell'animale (Clarke, 1966; Okutani, 1987; Guerra, 1992). Inoltre, la taglia di questo esemplare é prossima a quella di 50 mm considerata quella massima della specie nel Mediterraneo (Mangold e Boleztky, 1988) anche se un esemplare di 54 mm é stato rinvenuto di recente nel Mediterraneo occidentale (Villanueva, 1992). Nonostante le segnalazioni della specie si riferiscano ad un numero esiguo di esemplari, essa viene comunque considerata abbondante (Mangold e Boleztky, 1988; Guerra, 1992) e il numero di esemplari rinvenuti nei contenuti stomacali di tonni e delfini (Clarke, 1966; Okutani, 1974) ne testimonierebbero l'abitudine gregaria.

Il rinvenimento di *C. sicula* sino alla profondità di 900-1000 m sia nel Mediterraneo (Mangold-Wirz, 1973; Villanueva, 1992) sia in Atlantico (Roper e Young, 1975), oltre al ritrovamento di alcuni esemplari nel contenuto stomacale della specie batiale *Chauliodus sloanei* (Spartà, 1933), sembrerebbero indicare una distribuzione mesobatiale della specie. Pertanto nel Mar Ionio, dove la rete a strascico opera sino alla profondità massima di 700-750 m, le possibilità di cattura di questa specie sono probabilmente ridotte.

Peraltro, la cattura di *C. sicula*, con attrezzi differenti dallo strascico, entro 100-150 m di profondità o in prossimità della superficie, durante le ore notturne dimostrerebbe una tendenza ad ampie migrazioni verticali ed un habitat notturno distinto da quello diurno (Roper e Young, 1975; Mangold, 1989).

Bibliografia

ADAM W. (1967) - Cephalopoda from the Mediterranean Sea. *Sea Fish. Res. Sta. Haifa*, Bull. **45**: 65-78.

BELLO G. (1985) - Su una raccolta di Cefalopodi pescati nel mesobatiale del Golfo di Taranto. *Boll. Malacologico*, Milano; **21** (10-12): 275-280.

BELLO G. (1987) - Elenco dei Cefalopodi del Golfo di Taranto. *Atti Soc. ital. Sci. Nat. Museo Civ. Stor. Nat.*, Milano; **128** (1-2): 173-179.

BELLO G. (1990) - The cephalopod fauna of the Adriatic. *Acta Adriat.*, Split; **31** (1/2): 275-291.

CLARKE M. R. (1966) - A review of the systematics and ecology of oceanic squids. *Adv. Mar. Biol.*, Academic Press, London; **4**: 99-300.

GUERRA A., (1992) - Mollusca Cephalopoda. *Fauna Iberica*, **1**: 327 pp.
JEREB P., RAGONESE S. (1990) - Sui Cefalopodi di scarso o nullo interesse commerciale nel canale di Sicilia. *Oebalia*; suppl. **18** (2): 689-692.
MANGOLD K. (1989) - Migration et distribution verticale. In: *Traité de Zoologie. Céphalopodes,* Ed. Masson, **5** (4): 629-642.
MANGOLD K., BOLETZKY S. (1988) - Mediterranean Cephalopod fauna. *The Mollusca*, vol. **12,** Academic Press, San Diego: 315-330.
MANGOLD-WIRZ K. (1973) - Les Cephalopodes récoltés en Méditerranée par le "Jean-Charcot" Campagnes Polymède I et II. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, Nantes Paris; **37** (3): 391-395.
OKUTANI T. (1974) - Epipelagic decapod cephalopods collected by micronekton tows during the EASTROPAC expedition, 1967-68 (Systematic part). *Bulletin of the Tokay Regional Fisheries Research Laboratory*, **80**: 29-118.
OKUTANI T. (1987) - Juvenile morphology. In: *Cephalopod life cycles* (P.R. Boyle, ed.) vol. **2**, Academic Press (London): 33-44.
ROPER C.F.E., YOUNG R.E. (1975) - Vertical distribution of pelagic Cephalopods. *Smiths. Contr. Zool.*, Washington; **209**: 1-51.
SPARTÀ A. (1933) - Osservazioni compiute nello Stretto di Messina sul comportamento dei pesci e cefalopodi all'azione di sorgenti luminose. *Mem. R. Com. Talassogr.*, **206**: 206-220.
TORCHIO M. (1966) - Euribatia di Teutacei, spiaggiamenti ed apporto di acque di origine continentale. *Atti Soc. It. Sci. Nat. e Mus. Civ. Storia Nat. Milano*, **105** (4): 317-342.
TURSI A., D'ONGHIA G. (1992) - Cephalopods of the Ionian Sea (Mediterranean Sea). *Oebalia*, **18**, N.S.: 25-43.
VILLANUEVA R. (1992) - Deep-sea cephalopods of the north-western Mediterranean: indication of up-slope ontogenetic migration in two bathybenthic species. *J. Zool. Lond.*, **227**: 267-276.
WIRZ K. (1958) - Céphalopodes. *In*: Faune marine des Pyrénées-Orientales, **1**: 59 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 694-696

R. MARSAN, N. UNGARO, M.C. MARZANO, M. MARTINO

Laboratorio Provinciale di Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) - 70123 Bari, Italia.

ACCRESCIMENTO DI *ASPITRIGLA CUCULUS* (OSTEICHTHYES, TRIGLIDAE) NELL'AREA ADRIATICA SUD-OCCIDENTALE: RISULTATI PRELIMINARI

GROWTH OF *ASPITRIGLA CUCULUS* (OSTEICHTHYES, TRIGLIDAE) IN THE SOUTH-WESTERN ADRIATIC AREA: PRELIMINARY RESULTS

Abstract

*The growth of red gurnard (*Aspitrigla cuculus - *Osteichthyes, Triglidae) on south-western Adriatic trawlable bottoms has been studied by means of ageing techniques (otolith readings). The estimated von Bertalanffy's growth parameters are the following: males, L_∞ (cm)=29.29, K=0.41; females, L_∞ (cm)=29.25, K=0.40.*

Key-words: *Aspitrigla cuculus*, growth, Adriatic Sea.

Introduzione

Una delle famiglie di Teleostei interessate dalle attività di pesca a strascico nell'Adriatico sud-occidentale è quella dei Triglidi la cui incidenza sul totale delle risorse demersali (commerciali) è stimabile tra il 2% e il 5%. Tra le specie più rappresentate nell'area menzionata ritroviamo *Aspitrigla cuculus* (Linnaeus, 1758) (30% circa delle catture globali di triglidi) (Rizzi e Bello, 1986).

Allo scopo di meglio definire ed approfondire la biologia del teleosteo in questione si è cominciato a studiarne l'accrescimento.

Materiali e metodi

I dati relativi alla specie in oggetto sono stati ottenuti da una campagna sperimentale di pesca a strascico svolta sui fondali dell'Adriatico sud-occidentale (da 10 m a 800 m di profondità) nell'autunno 1996, utilizzando un motopesca professionale attrezzato con rete di tipo italiano (apertura maglia, stirata al sacco, di 36 mm); a questi dati si sono aggiunti quelli relativi a campionamenti sullo sbarcato commerciale del porto di Bari, effettuati nel periodo compreso tra giugno 1996 e febbraio 1997.

In totale sono state estratte 307 coppie di otoliti (*sagitte*) (231 dalla campagna sperimentale, 55 dallo sbarcato commerciale) di cui 167 relative a individui di sesso femminile, 73 relative a individui di sesso maschile e 67 relative a individui indeterminati (o non determinati). Gli otoliti integri sono stati letti (da tre differenti osservatori) allo stereomicroscopio, previa immersione in alcool etilico, allo scopo di valutare il numero degli anelli di apposizione (ialini ed opachi) e di misurarne i raggi (in mm) relativamente alle fasi di crescita. E' stato attribuito 1 anno di età alle *sagitte* che presentavano il nucleo opaco e una banda ialina.

I dati di lettura sono stati elaborati allo scopo di stimare i parametri di accrescimento relativi all'equazione di von Bertalanffy (Gayanilo *et al.*, 1994), in riferimento ai due sessi ed alla popolazione totale (utilizzando in questo ultimo caso anche gli individui indeterminati e non determinati). I parametri ottenuti sono

stati comparati, mediante il calcolo dell'indice Φ'(Pauly e Munro, 1984), con i risultati ottenuti da altri Autori in bacini differenti.

Inoltre le misure dei raggi (in mm) sono state utilizzate per ottenere i parametri della regressione lineare in relazione alle taglie (lunghezza totale, LT, in cm) degli individui; questa stessa relazione ha permesso il retrocalcolo delle taglie medie per età (Lee, 1920).

Risultati e discussione

Gli esemplari esaminati avevano una lunghezza totale compresa tra 9,5 cm e 35,5 cm per le femmine, e tra 9,5 cm e 34,5 cm per i maschi.

Il numero delle coppie di otoliti scartate è risultato pari a 21 (7%); l'età dunque è stata assegnata a 163 individui di sesso femminile, 64 di sesso maschile e 59 indeterminati (o non determinati).

Le regressioni raggio-otolite (mm)/lunghezza totale (cm) non sono risultate statisticamente differenti (test di parallelismo, α=0,01) nei due sessi (maschi: LT =0,309+10,030*R; femmine: LT=-0,390+10,633*R); la regressione relativa al totale degli individui senza differenze per sesso ha fornito un valore dell'intercetta pari a -2,587 ed un valore del coefficiente pari a 11,580. Le taglie medie retrocalcolate (e quelle ottenute dalle letture degli otoliti) sono illustrate in tabella 1.

Tab. 1 - *Aspitrigla cuculus*: lunghezze medie (LT, cm) per età (O=lettura otoliti; B.C.=retrocalcolate).
Aspitrigla cuculus: mean length (TL, cm) at age (O=otholits readings; B.C.=back calculated).

ETA'	1		2		3		4		5	
	O	**B.C.**	**O**	**B.C.**	**O**	**B.C.**	**O**	**B.C.**	**O**	**B.C.**
Femmine	15,36	12,36	19,72	17,39	22,82	21,18	25,09	24,28	27,00	25,22
d.s.	*3,03*	*1,28*	*1,66*	*1,18*	*1,50*	*1,21*	*1,57*	*1,59*	*0,5*	*1,77*
Maschi	14,44	13,33	18,45	17,92	21,83	20,34	24,75	23,26	-	-
d.s.	*1,87*	*1,08*	*2,00*	*1,18*	*1,59*	*1,25*	*1,19*	*1,43*	-	-
Totali	12,67	11,47	19,37	16,95	22,51	20,65	24,93	23,67	27,37	25,00
d.s.	*3,35*	*1,34*	*1,84*	*1,31*	*1,64*	*1,45*	*1,22*	*1,69*	*0,85*	*1,89*

I dati di lettura degli otoliti si sono adattati abbastanza bene al modello di von Bertalanffy, i cui parametri stimati sono risultati i seguenti:

	L_∞.(cm)	C.V.%	K	C.V.%	t_0	C.V.%	Φ'
femmine	29,25	4	0,40	13	-0,68	25	2,53
maschi	29,29	8	0,41	23	-0,49	51	2,55
totali	28,09	2	0,54	7	-0,18	30	2,62

I coefficienti di variazione (C.V.%) risultano più alti nei maschi probabilmente a causa della limitata disponibilità di dati. La crescita comunque appare simile nei due sessi con valori del Φ' comparabili.

La stessa specie è stata studiata in areali mediterranei ed atlantici (Labarta, 1977; *Papaconstantinou*, 1983a; *Papaconstantinou*, 1983b; Baron, 1985a; Baron, 1985b; Serena *et al.*, 1990; Campillo, 1992; Tsimenides *et al.*, 1992; Colloca *et*

al., 1994); relativamente all'accrescimento, i risultati illustrati in questo lavoro sono comparabili (almeno per quanto riguarda i valori del Φ') con quelli ottenuti nel Golfo del Leone (m+f, L_∞=34,85 cm; K=0,238) (Campillo, 1992), mentre sono abbastanza differenti rispetto a quelli ottenuti per la Baia di Douarnenez lungo la costa atlantica francese (m/f, L_∞=37,1/41,7 cm; K=0,51/0,46) (Baron, 1985a); quest'ultimo lavoro si riferisce, comunque, alla popolazione atlantica della specie. I risultati ottenuti per il Golfo di Salonicco (m/f, L_∞=20,43/27,65 cm; K =0,50/0,22) (Papaconstantinou, 1983b) sono poco confrontabili in quanto elaborati utilizzando differenti metodiche (lunghezza alla forca retrocalcolata).

Ringraziamenti

Si ringrazia affettuosamente la Dr.ssa Chiara Marano per la collaborazione offerta.

Bibliografia

BARON J. (1985a) - Les Triglides (Téléostéens, Scorpaeniformes) de la Baie de Douarnenez. La croissance de *Eutrigla gurnardus, Trigla lucerna, Trigloporus lastoviza* et *Aspitrigla cuculus. Cybium*, **9** (2): 127-144.

BARON J. (1985b) - Les Triglides (Téléostéens, Scorpaeniformes) de la Baie de Douarnenez. La reproduction de *Eutrigla gurnardus, Trigla lucerna, Trigloporus lastoviza* et *Aspitrigla cuculus. Cybium* **9** (2): 255-281.

CAMPILLO A. (1992) - Les pêcheries françaises de Méditérranée: synthèse des connaissances. Rapports Internes de la Direction des Ressources Vivantes de l'Ifremer. *IFREMER, DRV92/019-RH/Sète*: 206 pp.

COLLOCA F., GRAVINA M.F., ARDIZZONE G.D. (1994) – Trophic ecology of gurnards (Pisces: Triglidae) in the Central Mediterranean Sea. *Marine Life*, **4** (2): 45-57.

GAJANILO F. C., SPARRE P., PAULY D. (1994) - The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FISAT). User's Guide. *FAO Computerized Information Series (Fisheries)*, **6**, Rome, FAO: 186 pp.

LABARTA E. (1977) – Asportacion al estudio del regimen alimentario y competencia interspecifica de *Aspitrigla cuculus, Trisopterus luscus e Trisopterus minutus* de las costas de Galicia. *Invest. Pesq.*, **40** (2): 341-354.

LEE R.M. (1920) - A rewiew of the methods of age and growth determination in fishes by means of scales. *Fish. Invest. Series II, Mar. Fish. of Great Britain, Ministry of Agric., Fisheries and Food*, **4**, 2: 32.

PAPACONSTANTINOU C. (1983a) – Observations on the ecology of gurnards (Pisces Triglidae) on the Greek Seas. *Cybium*, **7** (4): 71-88.

PAPACONSTANTINOU C. (1983b) - On the biology of *Aspitrigla cuculus* (L. 1758) (Pisces: Scorpaeniformes) in the Gulf of Saronikos. *Thalassographica*, **6**: 49-75.

PAULY , MUNRO (1984) – Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *ICLARM Fishbyte*, **2** (1): 21.

RIZZI E., BELLO G. (1986) - Triglidi (Osteichthyes) del Basso Adriatico. *Nova Thalassia*, **8** (3) Suppl.: 665-666.

SERENA F., BAINO R., VOLIANI A. (1990) – Distribuzione dei Triglidi (Osteichthyes, Scorpaeniformes) nell'Alto Tirreno. *Oebalia*, **16** (1) Suppl.: 269-278.

TSIMENIDES N., MACHIAS A., KALLIANOTIS A. (1992) – Distribution pattern of triglids (Pisces: Triglidae) on the Cretan shelf (Greece), and their interspecific associations. *Fish. Res.*, **15**: 83-103.

Il presente lavoro è stato reso possibile grazie ai finanziamenti ottenuti dal Ministero Italiano delle Risorse Agricole Alimentari e Forestali nell'ambito del progetto nazionale "Valutazione delle Risorse Demersali".

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 697-701

M.C. MARZANO, N. UNGARO, R. MARSAN, D. IAFFALDANO*

Laboratorio Provinciale di Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) - 70123 Bari, Italia.
*Ist. Anat. Pat. – Fac. Med. Veterinaria, Univ. Studi Bari, Italia.

NOTE SULLA RIPRODUZIONE DI *HELICOLENUS DACTYLOPTERUS* (DELAROCHE, 1809) - OSTEICHTHYES, SCORPAENIDAE - NEL BACINO ADRIATICO SUD-OCCIDENTALE

NOTES ABOUT REPRODUCTION OF *HELICOLENUS DACTYLOPTERUS* (DELAROCHE, 1809) - OSTEICHTHYES, SCORPAENIDAE IN SOUTH-WESTERN ADRIATIC BASIN

Abstract

The Authors report data about reproduction of the bluemouth rockfish (Helicolenus dactylopterus *– Osteichthyes, Scorpaenidae) on south-western Adriatic trawlable bottoms. Spawning occurs during winter (January-March) and the computed lengths at first maturity (50%, total length) was 17.2 cm for males and 19 cm for females.*

Key-words: *Helicolenus dactylopterus*, reproduction, Adriatic Sea.

Introduzione

Lo scorfano di fondale (*Helicolenus dactylopterus*) risulta essere una tra le specie ittiche che più contribuisce ai rendimenti di pesca sui fondi batiali nel bacino Adriatico sud-occidentale (Bello *et al.*, 1986; Ungaro e Marano, 1995). Lo studio della biologia di questo teleosteo riveste, dunque, una certa importanza in relazione allo sfruttamento della risorsa. In questo lavoro sono stati approfonditi alcuni aspetti del ciclo riproduttivo, prevalentemente in relazione ai tempi ed alle taglie di prima maturità sessuale.

Materiali e metodi

Lo studio relativo alla biologia riproduttiva della specie, è stato effettuato su campioni ottenuti da campagne sperimentali di pesca a strascico nell'Adriatico sud-occidentale (da 10 m a 800 m di profondità) (AA.VV., 1996) e mediante campionamento mensile dello sbarcato commerciale presso il porto di Bari; il periodo di indagine è stato quello compreso tra gennaio 1995 e aprile 1997.

Per tutti gli esemplari, divisi per sesso, sono stati misurati: la lunghezza totale in cm, il peso totale in grammi; anche il peso della gonade è stato misurato in grammi, previa attribuzione dello stadio di maturità macroscopica in base alla scala a sei stadi di Nikolsky (Nikolsky, 1963).

I dati globali ottenuti hanno permesso di elaborare valori medi dell'indice gonado-somatico (IGS %, calcolato sul peso totale) per mese (negli individui di sesso femminile) e di valutare le taglie di maturità (al 25%, 50%, 75%) mediante l'utilizzo di curve logistiche (cumulative) (Saila *et al.*, 1988). Inoltre, allo scopo di confermare l'analisi macroscopica di maturità, alcune sezioni di gonade femminile, riferite ad esemplari raccolti in diversi periodi dell'anno, sono state preparate istologicamente (spessore sezioni ≈ 5-8 μ) ed in seguito osservate mi-

croscopicamente; le stesse sezioni sono state utilizzate per calcolare la percentuale di frequenza dei diametri ovocitari.

Risultati e discussione

L'analisi degli stadi maturativi macroscopici della gonade femminile, per taglia e mese, ha messo in evidenza una maggiore frequenza degli stadi più avanzati nel periodo invernale (dicembre-marzo), come evidenziato dalla tabella 1.

Tab. 1 - Percentuale degli stadi maturativi macroscopici per taglia e periodo nelle femmine di *Helicolenus dactylopterus*.
Percentage of macroscopic maturity stages by size and period in *Helicolenus dactylopterus* females.

	Dicembre (n°=98)						Gennaio (n°=15)						Febbraio (n°=41)						Marzo (n°=60)						Aprile (n°=8)					
	stadi di maturità						stadi di maturità						stadi di maturità						stadi di maturità						stadi di maturità					
LT (cm)	I	II	III	IV	V	VI	I	II	III	IV	V	VI	I	II	III	IV	V	VI	I	II	III	IV	V	VI	I	II	III	IV	V	VI
12	4																													
13																														
14	1																													
15	10																			2			2							
16	10	1												2			2			7				3						
17	1	2			4	1								2				7		7				13						
18		1	1		6	4		13						2			20	5		5	3		2	8						
19	2	2	3		6	4						13					2	5		2	3	3	2	10						
20		1		1	3	8			7			33				2	5	2			3	2	3	10						
21					4	4					7	20					15	2			2		3							25
22					3																		2	3						
23			1		2	1					7						5													25
24						1											2										25			25
25					2												7													
26					1	1																								
27					1																									
28																														
29																														
30																														
31																														
32						1																								
33																														
34																														

(Segue Tabella 1)

(Segue da Tabella 1)

	Maggio (n°=186)						Giugno (n°=112)						Luglio (n°=255)						Ottobre (n°=128)						Novembre (n°=45)					
	stadi di maturità						stadi di maturità						stadi di maturità						stadi di maturità						stadi di maturità					
LT (cm)	I	II	III	IV	V	VI	I	II	III	IV	V	VI	I	II	III	IV	V	VI	I	II	III	IV	V	VI	I	II	III	IV	V	VI
12																														
13																														
14																														
15	10						7	1					5						5						9					
16	5	1					2	4					9						9						18					
17	3	5	1				4	4					11						10						16	2				
18		8	2			1		10	3				13						9	1					9					
19		4	4			2		15	2				13						14	2					16					
20		1	2			3		6	4				2				9		12						7					
21		2	5			1		6	6				5	1			5		10	3					4	2				
22		1	2			2		8	4				1				6		11	4					2					
23		1	5			3		4				2			1			2		2	1					7					
24		1	4			1		4										3		1	1										
25			5			4		1				1						5		2						4					
26			2					1							0			5		2						2					
27			5												0			0								2					
28			1					1							0			1													
29			2			1																									
30			1															1		1											
31			1																												
32																														
33																		2													
34																														

I valori calcolati per gli indici gonado-somatici sono stati mediati per mese sul totale degli individui campionati; al fine di diminuire l'incidenza prevalente di alcune taglie si è cercato di considerare, in tutti i campioni, un intervallo di lunghezza totale compreso generalmente fra i 15 cm ed i 25 cm, avendo cura di distribuire gli esemplari in maniera omogenea rispetto a quest'ultimo intervallo. Anche in questo caso risulta evidente un picco riproduttivo nei mesi invernali (Fig. 1) con valori dell'IGS% pari a 2,2 (d.s. 1,17) in gennaio, 3,6 (d.s. 2,23) in febbraio e 1,7 (d.s. 2,01) in marzo.

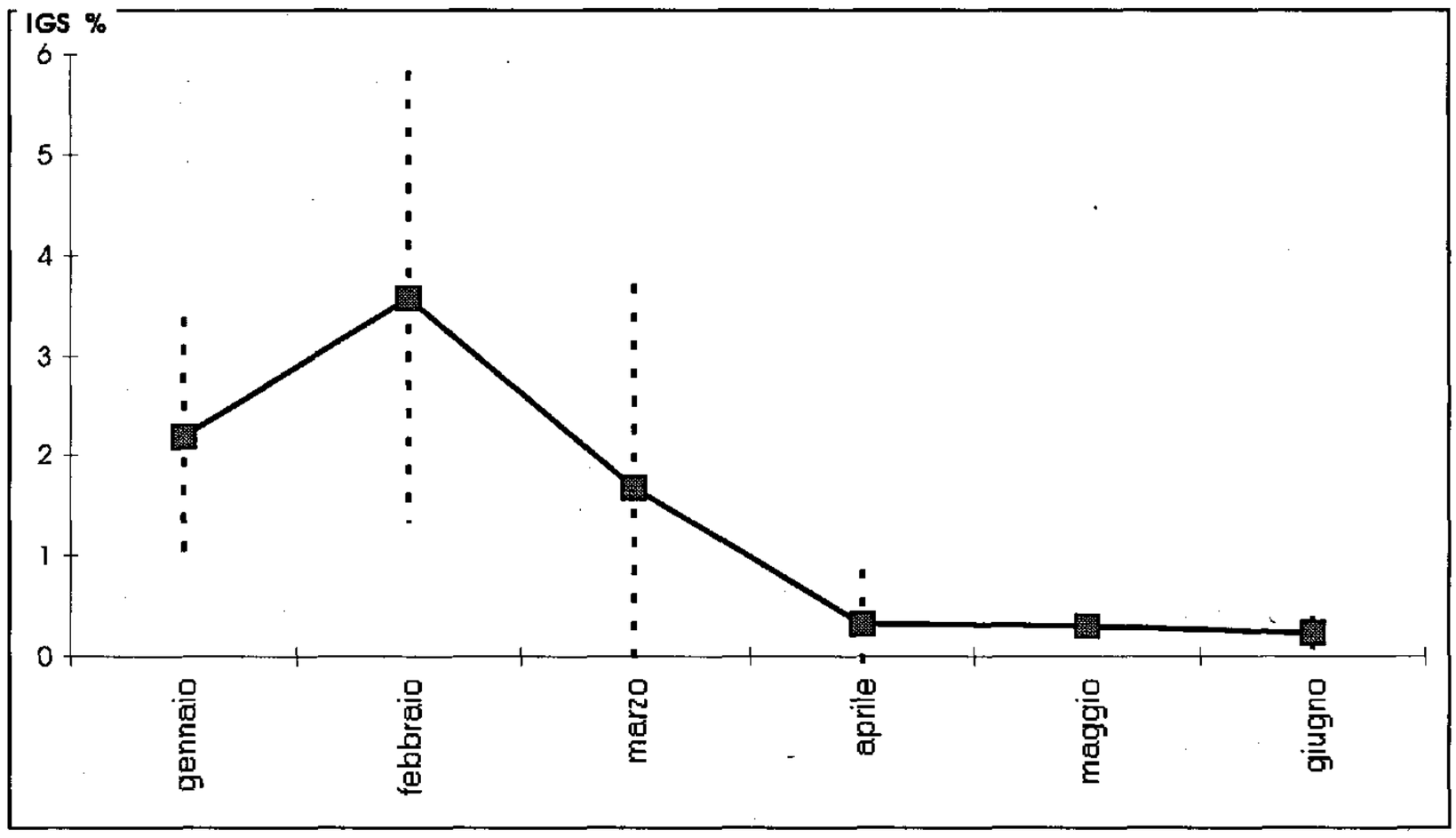


Fig. 1 - Andamento dell' indice gonadosomatico (IGS; %) nelle femmine di *Helicolenus dactylopterus* (gennaio 1995-aprile 1997).
Gonosomatic index (IGS; %) trend in *Helicolenus dactylopterus* females (January 1995-April 1997).

L'analisi delle curve cumulative sui dati di maturità macroscopica ha permesso di stimare taglie di prima maturità (50%) pari a 17,2 cm per le femmine e 19 cm per i maschi:

	a	b	LT (cm) 25%	LT (cm) 50%	LT (cm) 75%
H. dactylopterus (m)	11,87	-0,62	17,20	19,00	20,70
H. dactylopterus (f)	21,64	-1,26	16,30	17,20	18,10

Esemplari con dimensioni uguali o maggiori rispetto alle suddette vengono generalmente catturati a profondità comprese tra i 200 m ed i 500 m lungo tutta l'area Adriatica sud-occidentale.

Diametri ovocitari	Dicembre LT 20,2 cm	Dicembre LT 19,5 cm	Gennaio LT 20 cm	Gennaio LT 21,5 cm	Gennaio LT 22 cm
0-100 µ	100%	67%	66%	78%	75%
100-200 µ	-	20%	11%	6%	10%
200-300 µ	-	11%	8%	6%	8%
300-400 µ	-	2%	11%	5%	4%
400-500 µ	-	-	3%	4%	2%
500-600 µ	-	-	1%	1%	1%

Diametri ovocitari	Gennaio LT 21 cm	Febbraio LT 18 cm	Marzo LT 22,5 cm	Giugno LT 22 cm	Luglio LT 21,5 cm
0-100 µ	24%	42%	74%	100%	100%
100-200 µ	36%	24%	23%	-	-
200-300 µ	21%	20%	3%	-	-
300-400 µ	14%	13%	-	-	-
400-500 µ	4%	1%	-	-	-
500-600 µ	1%	-	-	-	-

Tab. 2 - Frequenza (%) dei diametri ovocitari in individui catturati in differenti periodi.
Percentage frequency (%) of oocyte diameter in specimens caught in different periods.

Il calcolo delle frequenze percentuali dei diametri ovocitari è stato in seguito effettuato su sezioni gonadiche relative a femmine con taglia superiore a quella di prima maturità, raccolte in differenti periodi dell'anno. L'inizio della vitellogenesi si è osservato in ovociti con diametro superiore ai 200 μ; come illustrato in tabella 2, anche questo tipo di indagine ha confermato una maggiore presenza di ovociti in fase prematurativa o maturativa nei campionamenti effettuati durante i mesi invernali.

Il periodo e le taglie di riproduzione di questa specie nell'area considerata non differiscono sostanzialmente dalle informazioni riportate in letteratura (Bauchot, 1987).

Ringraziamenti

Si ringrazia affettuosamente la Dr.ssa Chiara Marano per la collaborazione offerta.

Bibliografia

AA.VV. (1996) - Valutazione delle risorse demersali nell'Adriatico Meridionale dal Promontorio del Gargano al Capo d'Otranto. *Ris. Demers. Rel. fin. trien. '94-'96. M.R.A.A.F.*, Roma.

BAUCHOT M.L. (1987) - *Fiches Fao d'identification des espèces pour les besoins de la pêche mediterranée et Mer Noire*. Fao, Rome, 2: 1290-1300.

BELLO G., RIZZI E., VIOLANTE E. (1986) - Scorpenidi (Osteichthyes) del Basso Adriatico. *Nova Thalassia,* **8,** Suppl. 3: 661-662.

NIKOLSKY G.V. (1963) - *The Ecology of Fishes*. Academic press, London & New York: 252 pp.

SAILA S.B., RECKSIEK C.W., PRAGER M.H. (1988) - *Basic fishery science programs: a compendium of microcomputer programs and manual of operation*. Els. Science Publ. Co. New York, USA: 230 pp.

UNGARO N., MARANO G. (1995) - Analytical models for mediterranean species: an application on the *Helicolenus dactylopterus* (Delaroche) resource in the lower adriatic. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **34**: 260.

Il presente lavoro è stato reso possibile grazie ai finanziamenti ottenuti dal Ministero Italiano delle Risorse Agricole Alimentari e Forestali nell'ambito del progetto nazionale "Valutazione delle Risorse Demersali"

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 702-705

A. Matarrese, M. Basanisi, F. Mastrototaro, R. Carlucci

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

ASPETTI DELLA BIOLOGIA DI *TRACHURUS TRACHURUS* (LINNEO, 1758) (PISCES, OSTEICHTHYES) NEL MAR IONIO SETTENTRIONALE

BIOLOGY ASPECTS OF *TRACHURUS TRACHURUS* (LINNEO, 1758) (PISCES, OSTEICHTHYES) IN THE NORTHERN IONIAN SEA

Abstract

A total of 15323 specimens of Trachurus trachurus (Pisces: Osteichthyes) *were collected during seven trawl surveys carried out in the northern Ionian Sea from May 1993 to November 1995. The largest female and male measured 377 and 376 mm respectively. Juveniles were mainly caught as far as 150 m of depth while adults were found down to 250 m. Mature specimens were mainly found in spring. An asymptotic pattern of growth was determined up to the 8 year class through otolith readings.*

Key-words: *Trachurus trachurus*, biology, growth, Ionian Sea.

Introduzione

Comune ed abbondante in tutto il bacino mediterraneo, *Trachurus trachurus* (Linneo, 1758) si rinviene soprattutto nelle catture della pesca realizzate sulla piattaforma continentale.

Questo teleosteo presenta, secondo taluni Autori, abitudini pelagiche (Hureau e Monod, 1978), semidemersali secondo altri (Bauchot, 1987) e diversa distribuzione batimetrica durante il corso del ciclo vitale, con i giovani in acque costiere e gli adulti verso il largo (Tortonese, 1970).

In questa nota si riportano alcuni aspetti sulla distribuzione e la biologia di *T. trachurus* nel Mar Ionio settentrionale.

Materiali e metodi

I dati utilizzati sono stati raccolti nell'ambito di sette campagne sperimentali di pesca a strascico realizzate in periodi primaverili ed autunnali (da maggio 1993 a novembre 1995), con un motopeschereccio professionale, nell'area compresa tra Capo d'Otranto (LE) e Capo Passero (SR).

Per ciascun esemplare campionato, è stata rilevata la lunghezza totale (L_t) in mm e il peso in grammi. Per gli esemplari di taglia superiore a 100 mm è stato possibile valutare il sesso e lo stadio di maturità delle gonadi (Nikolsky, 1963).

E' stata altresì calcolata la relazione taglia/peso per l'intera popolazione.

Da 500 individui, differenziati per taglia e sesso, sono state prelevate le sagitte dalla cui analisi è stata ricavata una chiave età/lunghezza e descritto l'accrescimento dell'intera popolazione secondo il modello di von Bertalanffy. La stima dei parametri di crescita è stata effettuata mediante la procedura VONBER del software L.F.S.A. (Sparre, 1987).

In base ai parametri ottenuti è stata stimata la longevità (Taylor, 1960; Pauly, 1983) e la mortalità naturale (Taylor, 1960; Pauly, 1980; Chen e Watanabe, 1989; Djabali *et al.*, 1993).

Risultati

Le taglie minime e massime osservate nell'intera popolazione campionata, 15.323 individui, sono state rispettivamente di 44 e 377 mm. La distribuzione delle taglie nei diversi periodi di indagine, pur evidenziando un andamento plurimodale, è risultata prevalentemente costituita da individui di taglia compre-

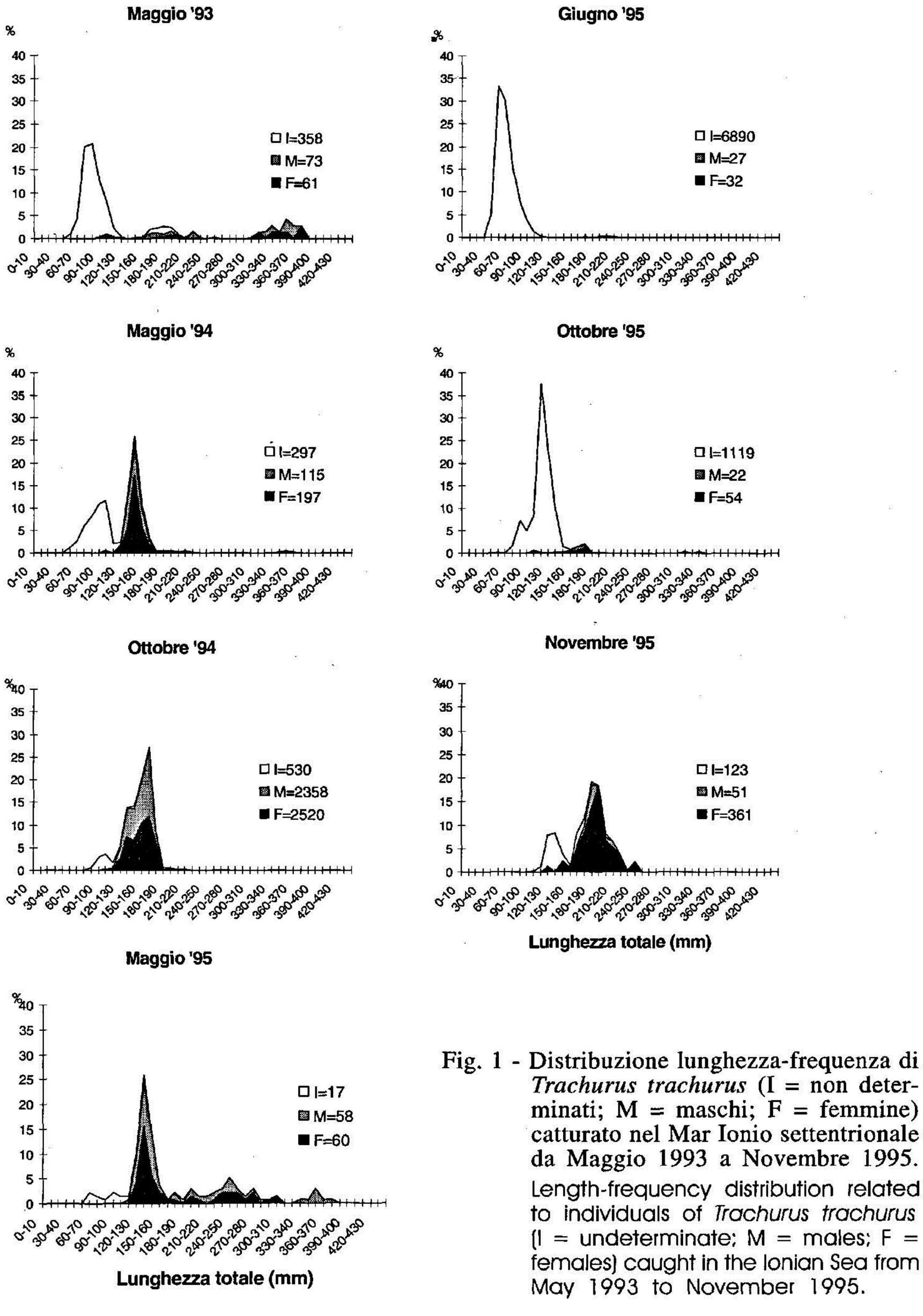


Fig. 1 - Distribuzione lunghezza-frequenza di *Trachurus trachurus* (I = non determinati; M = maschi; F = femmine) catturato nel Mar Ionio settentrionale da Maggio 1993 a Novembre 1995.
Length-frequency distribution related to individuals of *Trachurus trachurus* (I = undeterminate; M = males; F = females) caught in the Ionian Sea from May 1993 to November 1995.

sa tra i 60 e i 160 mm. Il reclutamento, rappresentato da esemplari di taglia compresa tra 40 e 80 mm, è stato principalmente osservato in primavera.

Femmine e maschi, 5989 esemplari campionati, hanno presentato distribuzioni lunghezza/frequenza sovrapponibili (Fig. 1); l'esemplare femminile di maggiori dimensioni misurava 377 mm mentre quello maschile 376 mm.

La distribuzione batimetrica ha evidenziato la presenza di giovani nei primi 150 m di profondità mentre gli esemplari di maggiori dimensioni (L_t > 200 mm) sono stati catturati a profondità più elevate (sino ai 250 m), sia in primavera che in autunno.

La sex-ratio osservata nell'intero periodo di indagine è risultata significativamente in favore delle femmine (χ^2=222,5; g.l.=6; P<0,01):

campagna	F/M
maggio '93	0,83
maggio '94	1,71
ottobre '94	1,07
maggio '95	1,03
giugno '95	1,19
ottobre '95	2,45
novembre '95	7,08

Per quanto riguarda la riproduzione, femmine e maschi maturi sono stati osservati soprattutto durante maggio e giugno. Il più piccolo esemplare maturo era nella classe 140-150 mm per le femmine e 130-140 mm per i maschi.

Poiché non sono state osservate differenze significative nei dati di età/lunghezza tra femmine e maschi (t=0,07; g.l.=30; P>0,05), è stato adottato un modello di crescita unico per l'intera popolazione (240 femmine, 180 maschi e 80 indeterminati).

Anche la relazione taglia/peso, mortalità naturale e longevità sono state stimate per l'intera popolazione campionata.

I risultati ottenuti sono riportati nella seguente tabella:

Parametri della relazione taglia/peso			
N	a	b	r
15323	$9,6*10^{-6}$	2,98	0,98
Curva di crescita di von Bertalanffy			
Parametri	d.s.	Limiti di confidenza	
L_∞ =472,7 (mm)	1,39	445,5 - 500,0	
k= 0,169	0,0095	0,150 - 0,187	
t_0= -0,912	0,0509	-1,012 - -0,812	
Mortalità (M)			
Taylor (1960)	Pauly (1980)	Chen e Watanabe (1989)	Djabali *et al.*(1993)
0,18	0,35	0,30	0,30
Longevità			
Taylor (1960)		Pauly (1983)	
16,81		16,83	

Discussione e conclusioni

La distribuzione di *T. trachurus* nel Mar Ionio settentrionale, evidenzia una maggiore presenza di esemplari di piccola taglia (60-160 mm), concentrati nei primi 150 m di profondità, rispetto a quelli di maggiori dimensioni, che si rinvengono a profondità più elevate (sino ai 250 m). Questa distribuzione batimetrica

correlata alle taglie è in accordo con quanto rilevato da Muzinic (1973) e Arneri (1983-84) nel Mar Adriatico.

Dai dati in nostro possesso, in accordo con quanto riportato da Arneri (1983-84) e Alegria (1984), *T. trachurus* sembra riprodursi durante il periodo primaverile. La taglia minima di maturità per le femmine ritrovata nel Mar Ionio risulta leggermente inferiore a quella ritrovata da Arneri (1983-84) in Adriatico.

Sebbene i parametri di crescita stimati risultino differenti da quelli riscontrati da Alegria (1984) il valore del Φ' (5,93) evidenzia un andamento globale della crescita solo lievemente più veloce di quello riscontrato da quest'ultimo Autore nel Mar Adriatico (Φ'=5,73) e comunque in accordo con la chiave età/lunghezza proposta da Arneri (1983-84).

Inoltre, *T. trachurus* nel Mar Ionio settentrionale, sembra raggiungere la maturità sessuale all'inizio del secondo anno di vita.

Bibliografia

ALEGRIA V. (1984) - Some aspects of horse mackerel (*Trachurus trachurus* L.) biology in the Adriatic. *FAO Fish. Rep.*, **290**: 123-125.

ARNERI E. (1983-84) - Nota preliminare sulla biologia della specie del Genere *Trachurus* (*T. mediterraneus, T. trachurus, T. picturatus*) in Adriatico. *Nova Thalassia*, **6** suppl.:459-464.

BAUCHOT M. L. (1987) - Poissons osseux. In: *Fiches FAO d'Identification des Espèces pour les Besoins de la Pêche Méditerranée et Mer Noire. Zone de Pêche 37. II Vertébrés*. FAO, Roma: 1391-1392.

CHEN S., WATANABE S. (1989) - Age dependence of natural mortality coefficient in fish population dynamics. *Nippon Suisan Gokkaishi*, **55** (2): 205-208.

DJABALI F., MEHAILIA A., KODUIL M., BRAHMI B. (1993) - Empirical estimation of natural mortality rate for bony-fishes of Mediterranean Sea. *Naga, The ICLARM Quarterly,* **16** (1): 35-37.

HUREAU J. C., MONOD T. (1978) - *Check-list of the fishes of the north-eastern Atlantic and of the Mediterranean. (CLOFNAM I).* Unesco, Paris, **1**: 380-381.

MUZINIC R. (1973) - On the horizontal distribution of the Mackerel in the Adriatic. *Ekologija*, **8**: 177-198.

NIKOLSKY G.V. (1963) - *The ecology of fishes*. Academic Press, New York: 352 pp.

PAULY D. (1980) - On the interrelationship between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. CIEM*, **39** (2): 175-192.

PAULY D. (1983) - Some simple methods for the assessment of tropical fish stock. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **234**: 52 pp.

SPARRE P. (1987) - Computer programs for fish stock assessment. Length-based Fish Stock Assessment for Apple II computers. *F.A.O. Fish. Tech. Pap.* **101**, suppl. 2: 218 pp.

TAYLOR C.C. (1960) - Temperature, growth and mortality - The pacific cockle. *J. Cons.*, **25**: 93-101.

TORTONESE E. (1970) - *Osteichtyes*. Fauna d'Italia, X - Calderini Bologna: 163-165.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 706-709

C. MILANI

NAGREF, Fisheries Research Institute, Nea Peramos - Kavala, Greece.

STUDIO PRELIMINARE DELLE POPOLAZIONI DI BLENNIIDAE E TRIPTERYGIDAE PRESSO LA PUNTA DELLA REVELLATA (CALVI - CORSICA)

PRELIMINARY STUDY OF THE POPULATIONS OF BLENNIIDAE AND TRIPTERYGIIDAE AT PUNTA DELLA REVELLATA (CALVI - CORSICA)

Abstract

A preliminary survey was carried out about the ecology of Mediterranean Blenniidae and Tripterygiidae (Pisces) in the «Pointe de la Revellata» (Calvi - NW Corsica), in order to study their ecological distribution due to parameters such as depth, waves intensity and benthic algae and invertebrates coverage.

Key-words: Blenniidae, Tripterygiidae, benthic ecology, visual census.

Introduzione

E' stata intrapresa un'indagine preliminare sulle popolazioni di Blennidi e Tripterigidi, in vista di un possibile studio presso il cantonamento di pesca di Calvi (riserva della Revellata), ove si suppone che tali popolazioni siano controllate dalla maggiore predazione da parte delle specie piscivore, più abbondanti grazie all'"effetto-riseva" (Pelaprat C., STARESO s.a., com. personale).

Il presente studio verte sulla ripartizione ecologica in base a parametri spaziali quali la profondità, la copertura algale, l'esposizione al moto ondoso e a parametri temporali, quali l'ora del giorno ed il mese.

Materiali e metodi

L'area di studio si trova all'esterno dei confini della riserva, in prossimità del porto della *Station de Recherches Sous-marines et Oceanographiques* STARESO, sito alla punta della Revellata (Calvi - Corsica NO). Il periodo di indagine sul campo si è svolto da metà maggio ad agosto 1996. I conteggi sono stati effettuati tramite censimenti visivi in apnea e con l'autorespiratore presso 42 siti di 1 m^2 ciascuno, diversi per quanto riguarda i parametri spaziali e temporali menzionati (Tab. 1) e disposti lungo 4 transetti, due in superficie e due ad una profondità compresa tra 3 e 15 metri.

I transetti sono disposti in direzione N-S a partire dal porto di STARESO. Altri dati semi-quantitativi sono stati raccolti in immersione tra i 20 e i 40 metri presso la punta della Revellata, la punta Bianca, la secca del Leone e la «Biblioteca».

Risultati

Sono stati censiti 1058 esemplari delle due famiglie per un totale di 17 specie: sono state trovate le 3 specie di Tripterigidi e 14 specie di Blennidi (Tab. 2). Le specie piu' abbondanti sono *Tripterygion delaisi, T. tripteronotus, Parablennius rouxi, P. sanguinoletus* e *P. zvonimiri.*

Tab. 1 - Caratterizzazione dei siti.
Typology of the sites.

tipo A	(solo snorkel)	scarico di Stareso; no copertura algale
tipo B		zona piana e ciottolosa, alghe mucillaginose
tipo C		parete uniforme e verticale con ricca copertura di macroalghe *(Halopteris scoparia, Dictyota dicotoma, Udotea petiolata, Padina pavonica, Halimeda tuna, Acetabularia acetabulum* , etc.)
tipo D		parete a diversa angolazione con abbondante copertura da parte di spugne ed antozoi *(Crambe crambe, Spongia officinalis, Haliclona cratera; Parazohantus dixoni, Eunicella cavolini,* etc.*)*
tipo E		roccia esposta al moto ondoso; scarsa copertura algale (predominano *Sphaerococcus granulosum, Cystoseira mediterranea, Amphiroa sp., Lithophillum incrustans)*
tipo F	(solo scuba)	madrepora di 50 cm di diametro (1/4 m2)

In rapporto ai parametri analizzati per la ripartizione in base alla tipologia del sito dal lavoro emerge che i siti con maggiore variabilità ambientale (siti di tipo C e D) presentano una maggiore biodiversità in termini di abbondanza e ricchezza specifica, soprattutto per quanto riguarda i siti superficiali (Tab. 2).

In profondità i siti che presentano una maggiore biodiversità sono quelli di tipo D a copertura animale.

Per quanto riguarda l'abbondanza osservata in base al mese (Fig. 1), è possibile evidenziare una maggiore attività in giugno e luglio, dovuta soprattutto alle specie del genere *Tripterygion*. Rispetto all'abbondanza alle varie ore del giorno si notano delle variazioni marcate nel ritmo giornaliero delle principali specie, alcune delle quali presentano un andamento bifasico.

Tab. 2 - Elenco delle specie censite.
Observed species.

Famiglia	Specie	No. tot	Frequenza nei siti									
			A-s	B-s	C-s	D-s	E-s	B-p	C-p	D-p	E-p	F-p
Tripterygiidae	*Tripterygion delaisi*	210	11	3	36	34	11	16	40	43	14	2
	Tripterygion tripteronotus	225	1	14	48	95	14	2	17	19	15	0
	Tripterygion melanurus	78	1	3	11	32	4	0	6	17	3	1
	Tripterygion sp.	18	1	3	3	4	0	1	2	3	1	0
	Totale	**531**										
Blenniidae	*Blennius ocellaris*	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Coryphoblennius galerita	8	1	0	2	5	0	0	0	0	0	0
	Lipophris canevai	9	0	2	3	1	1	0	2	0	0	0
	Lipophris dalmatinus	37	2	18	3	4	7	3	0	0	0	0
	Lipophris nigriceps	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
	Parablennius gattorugine	30	2	6	5	2	3	1	2	6	3	0
	Parablennius incognitus	11	1	1	5	3	1	0	0	0	0	0
	Parablennius rouxi	158	0	3	2	4	7	8	25	51	38	20
	Parablennius sanguinolentus	131	25	78	6	8	5	3	1	2	3	0
	Parablennius zvonimiri	83	0	7	13	41	3	1	0	16	2	0
	Parablennius tentacularis	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Aidablennius sphynx	27	0	5	8	11	1	0	1	1	0	0
	Salaria pavo	11	2	7	0	0	1	1	0	0	0	0
	Paralipophrys trigloides	18	1	3	3	7	0	0	2	2	0	0
	Totale	**527**										
	Totale complessivo	**1058**										

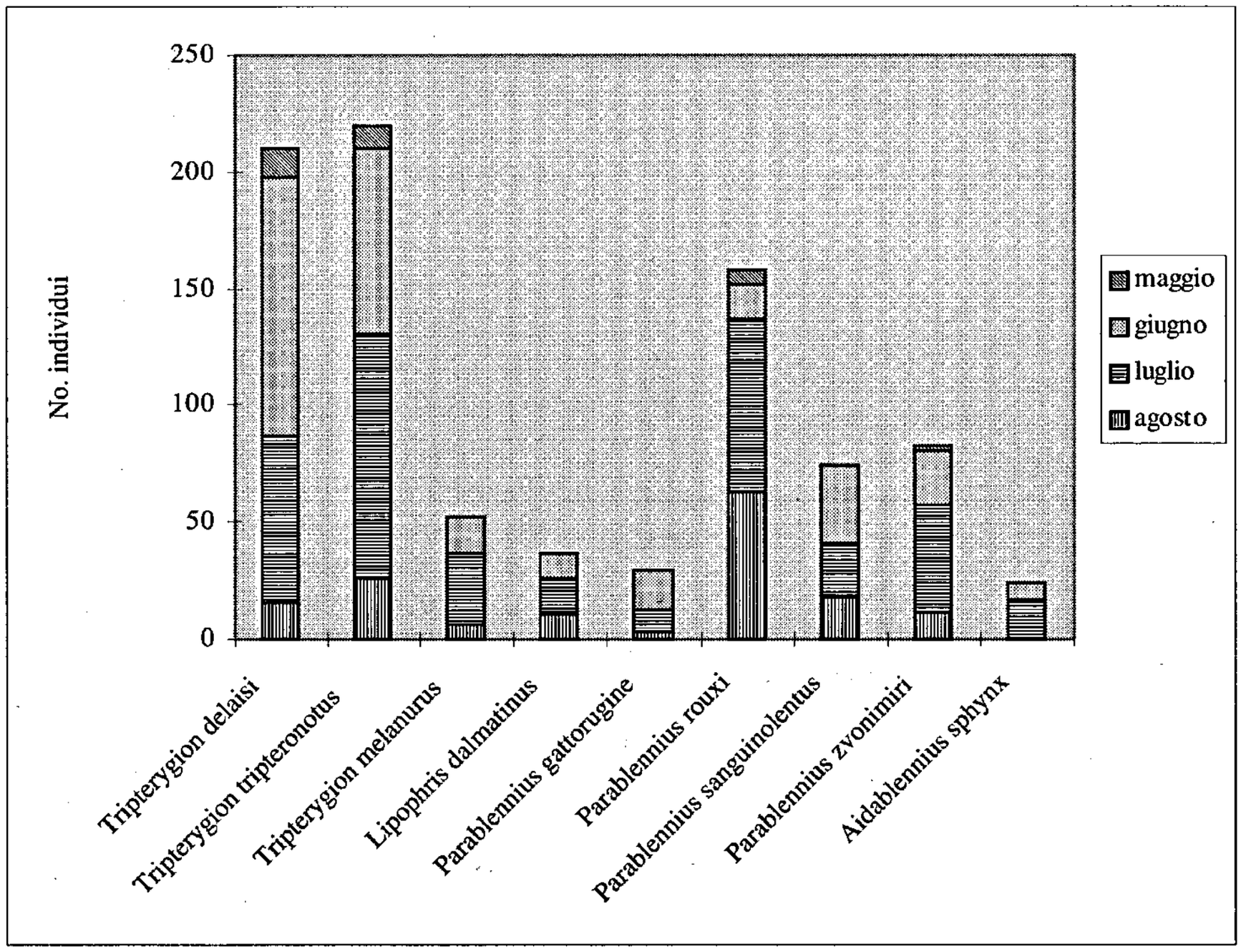


Fig. 1 - Andamento mensile dell'abbondanza delle principali specie.
Monthly abundance of the main species.

Discussione e conclusioni

Dall'esposizione dei dati appare evidente che i siti che presentano una maggiore variabilità per quanto riguarda la componente bentonica sessile, sia questa vegetale o animale (siti di tipo C e D), evidenziano anche un maggior numero di specie dei pesci bentonici investigati ed una maggiore biodiversità. Per ridurre la sovrapposizione di nicchia e per poter tutti usufruire del medesimo habitat, questi pesci hanno messo in atto alcune strategie, come evidenziano Kotrschal (1988) e Nieder e Zander (1994).

Per quanto riguarda i siti inquinati (tipo A, B e F), che presentano solitamente caratteristiche di maggiore uniformità (Weinberg, 1993), è stato osservato un alto numero di individui di poche specie (*P. sanguinoletus e P. dalmatinus* per i primi due siti e *P. rouxi* per il terzo sito); le loro caratteristiche uniformi e monotone non permettono l'instaurarsi di un alto numero di nicchie ecologiche.

I siti di tipo E, notevolmente battuti dal moto ondoso e caratterizzati da una scarsa copertura algale, non presentano una elevata ricchezza specifica, soprattutto per quanto riguarda le stazioni superficiali, e sono da considerare per lo più siti di passaggio.

Per quanto riguarda l'andamento mensile, i picchi di presenze riscontrati nei mesi di giugno e luglio possono essere spiegati dal fatto che tali mesi rappresentano per numerose specie il periodo di maggiore attività nell'arco dell'anno, coincidendo con il periodo riproduttivo. Successivamente, i maschi restano nelle

loro tane a covare le uova fecondate; questo spiega il calo dell'attività in agosto.

Se analizziamo la ripartizione delle specie più abbondanti *(T. delaisi* e *T. tripteronotus)* in base all'ora del giorno, notiamo che queste si alternano a «fasce orarie». *P. rouxi*, che occupa lo stesso habitat, è particolarmente abbondante quando le altre sono assenti e soprattutto lo si trova nei siti a maggiore profondità, meno frequentati dalle altre specie. *P. zvonimiri*, vivendo all'interno dell'osculo delle spugne, mostra un ritmo di attività giornaliera alquanto costante.

Concludendo, anche se le aree campione presentano una superficie notevolmente ridotta, grazie alle strategie adottate dalle diverse specie studiate ed alla loro livrea particolarmente mimetica (Abel, 1993), è possibile la coabitazione nello stesso habitat di un alto numero di specie e di individui. Questi si suddividono lo spazio e le risorse in modo da ridurre la sovrapposizione di nicchia e quindi la competizione.

Bibliografia

ABEL E. F. (1993) - Colouration phenomena of Mediterranean Blennies (Pisces, Blenniidae). *Mar. Ecol.,* **14** (4): 291-312.

KOTRSCHAL K. (1988) - Blennies and endolithic bivalves: differential utilization of shelter in Adriatic Blenniidae (Pisces: Teleostei). *Mar. Ecol.,* **9** (3): 253-269.

NIEDER J., ZANDER C. D. (1994) - Nocturnal activity of a blenny *Lipophrys trigloides* (Pisces, Blenniidae) at the Spanish Mediterranean coast. *Miscel. Zool.*, **17**: 189-197.

WEINBERG S. (1993) - *Decouvrir la Mediterranee*. Natan Nature, Paris: 351 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 710-712

S. De Ranieri, M. Mori*, M. Sbrana**

Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa, Via A. Volta, 6 - 56100 Pisa, Italy.

*Ist. di Anatomia Comparata, Università di Genova, Italy.
**C.I.B.M., Livorno, Italy.

PRELIMINARY STUDY ON THE REPRODUCTIVE BIOLOGY OF *PARAPENAEUS LONGIROSTRIS* (LUCAS) OFF THE NORTHERN TYRRHENIAN SEA

ASPETTI RIPRODUTTIVI IN *PARAPENAEUS LONGIROSTRIS* DEL TIRRENO SETTENTRIONALE

Abstract

Some aspects on the reproductive biology of Parapenaeus longirostris *(Crustacea, Decapoda) on circalittoral and bathyal bottoms of the northern Tyrrhenian Sea are reported. The reproductive period is continuos along all the year, with a peak between June and September. The recruits are more abundant between July and October.*

The minimum sexual reproductive size is 16 mm carapace length (CL) for females, while the first maturity size (L50%) is 19.5 mm CL.

Key-words: reproduction, recruitment, *Parapenaeus longirostris*, Tyrrhenian Sea.

Introduction

The deep-water rose shrimp *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) is a species commercially important in many Mediterranean and Atlantic fisheries (Arena and Li Greci, 1973; Holthuis, 1980). *P. longirostris* is very abundant in the northern Tyrrhenian Sea too; in this area Mori *et al.* (1986) have found the spawning area on muddy bottoms between 150 and 300 m depth, coinciding with the larger distribution of the adults.

In this paper are reported some information on the reproductive period and the size at sexual maturity of the deep-water rose shrimp from the northern Tyrrhenian Sea (western Mediterranean).

Material and methods

Observations on the reproduction were made using monthly samples collected by commercial trawlers from January 1994 to February 1995 on circalittoral and bathyal bottoms (from 60 to 550 m depth).

A total of 4583 *P. longirostris* (1898 males and 2685 females) were examined during this study. Parameters recorded included sex, carapace length (CL), ovarian development, moult stage, and presence/absence of the spermatophores. The female maturity stages were defined, modifying the scale proposed by De Ranieri *et al.* (1986): Stage I, immature or postspawned ovaries (translucid or whitish); Stage II, developing ovaries (yellow-cream); Stage III, advanced ovaries (pale green or

green-gray); Stage IV, ripe ovaries (olive-green).

Results

The reproductive activity of the female rose shrimps was continue throughout the year (Fig. 1) with a peak between June and September. The presence of the

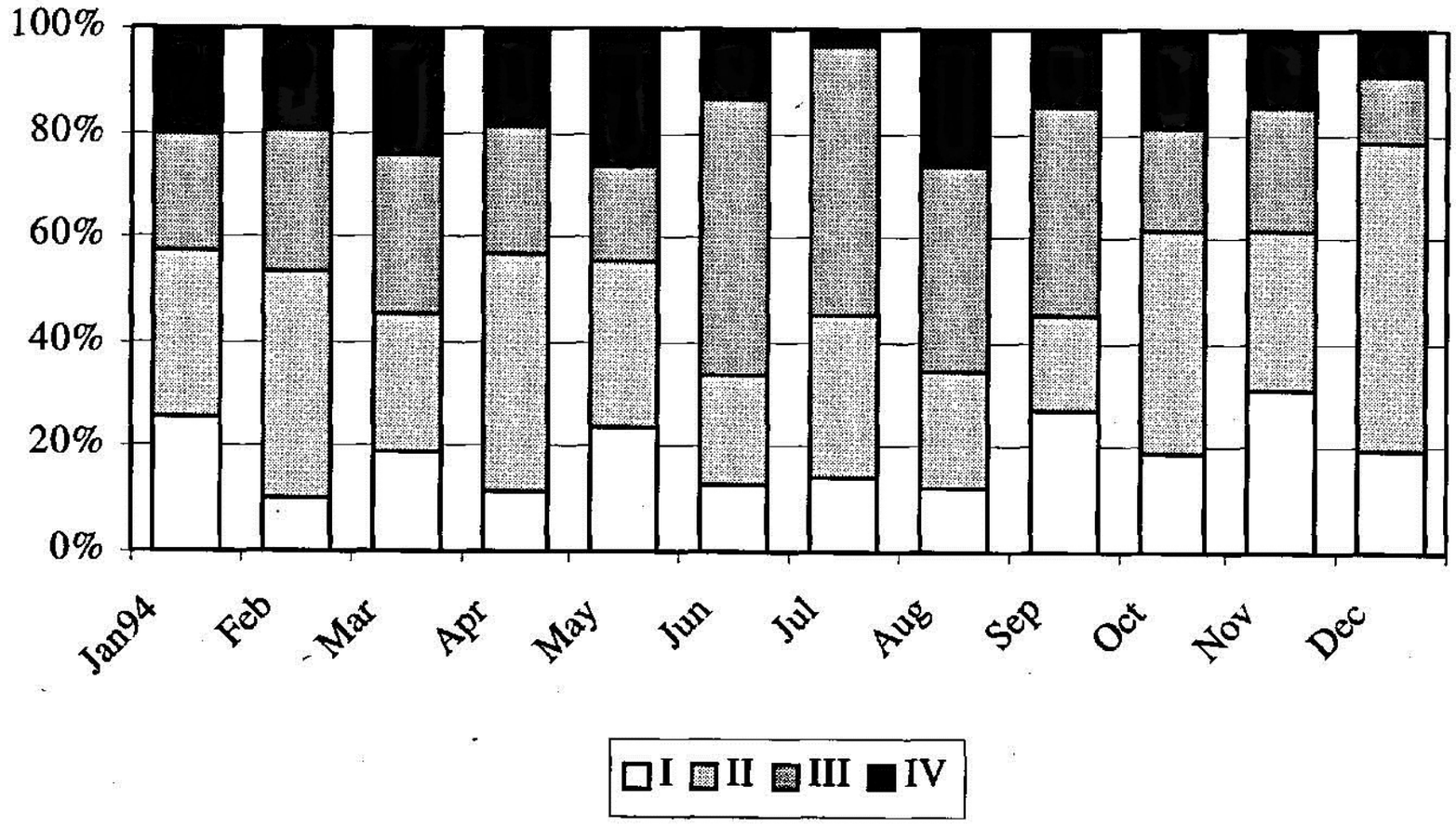


Fig. 1 – Percent of females belonging the four sexual maturation stages.
Percentuale di femmine appartenenti ai quattro stadi di maturità sessuale.

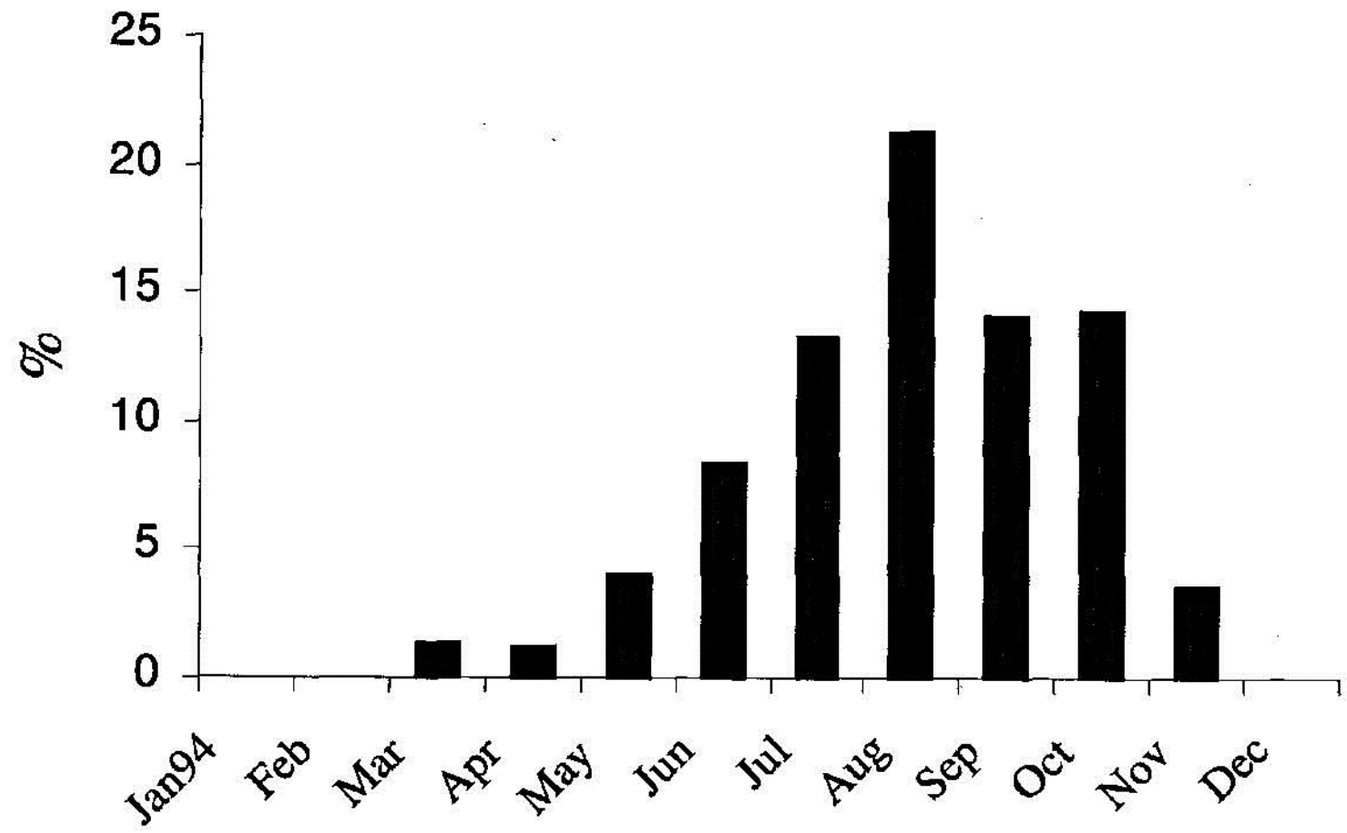


Fig. 2 - Monthly frequency of juveniles of *Parapenaeus longirostris* (CL=<15 mm).
Percentuale mensile di giovani di *Parapenaeus longirostris* (CL=<15 mm).

recruits throughout the year confirms that the reproductive activity of *P. longirostris* is continued, although the larger recruitment seems to occur from July to October (Fig. 2). The mature females were always present on the bathyal bottoms, nevertheless a minimum of the reproductive activity was visible between August

and September. The reproductive activity on the circalittoral bottoms did not show any minimum in the summer season. On the contrary the frequency of postmoulting females increases from January to August, decrease from September to October and rise from November to December. The most part of the postmoulting females were found with spent ovaries.

The smallest females in which a ripe ovary were found, were 16 mm CL. The size of sexual maturity (CL_{50}) of females was 19.8 mm CL, considering matures the individuals with ovaries from II to IV stage.

References

ARENA P., LI GRECI F. (1973) – Indagine sulle condizioni faunistiche e sui rendimenti di pesca dei fondali batiali della Sicilia occidentale e della bordatura settentrionale dei banchi della soglia Siculo-Tunisina. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca Ancona*, **1**: 156-201.

DE RANIERI S., BIAGI F., MORI M. (1986) – Note sulla biologia riproduttiva di *Parapenaeus longirostris* (Lucas) nel Tirreno settentrionale. *Nova Thalassia*, **8** (suppl. 3): 627-628.

HOLTHUIS L. B. (1980) – *FAO species catalogue. Vol. I. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries*. FAO Fish. Synop., **125** (1): 271 pp.

MORI M., BELCARI P., BIAGI F. (1986) – Distribuzione e sex-ratio di *Parapenaeus longirostris* (Lucas) nel Tirreno settentrionale. *Nova Thalassia*, **8** (suppl. 3): 623-625.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 713-717

A. Potoschi, C. Basile, T. Romeo, G. Cannavò

Dipartimento Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 S. Agata, Messina, Italia.

ACCRESCIMENTO DI *NAUCRATES DUCTOR* (L.1758), ATTRAVERSO LA LETTURA DEGLI INCREMENTI GIORNALIERI DELL'OTOLITE

GROWTH OF *NAUCRATES DUCTOR* (L.1758), BY OBSERVATION OF DAILY-GROWTH IN OTOLITHS

Abstract

A study of growth of Naucrates ductor *(Carangidae) was carried in the East Sicily. Size distribution, sex ratio, growth model, during the fishing season 1995-1996 are reported.*

Key-words: *Naucrates ductor,* daily-growth, Sicilian fishery.

Introduzione

Naucrates ductor (L. 1758) è una specie pelagica cosmopolita che si trova in tutti i mari caldi e temperati compreso il Mediterraneo. Nonostante sia ampiamente distribuita, le notizie disponibili sono veramente poche. Nelle isole Baleari (Renones *et al.*, 1996), al largo dell'isola di Malta (Galea, 1961) e lungo le coste siciliane (Potoschi e Sturiale, 1996), è catturata in discrete quantità come by-catch della pesca alla lampuga, *Coryphaena hippurus* (L.1758), che viene praticata con l'ausilio dei "cannizzi" dal mese di agosto fino a gennaio. I "cannizzi" vengono realizzati legando rami di palma ad un corpo galleggiante costituito prevalentemente da polisterolo espanso (od altro materiale), ancorato al fondo con una zavorra di circa 60 kg, mediante un filo sottile di nylon e creano delle zone d'ombra sotto cui sostano i pesci.

Materiali e metodi

Durante la stagione di pesca Luglio 1995-Gennaio 1996, nello Ionio e nel Tirreno meridionale, sono stati campionati 760 esemplari di cui 355 femmine, 389 maschi e 16 indeterminati. Oltre al sesso è stato determinato lo stadio di maturità delle gonadi seguendo la scala di Holden e Raitt (1974). Per descrivere l'accrescimento è stata utilizzata un'equazione logistica (Cefali e Munaò, 1981) del tipo: $L_t = H°+H/(1+KC^t)$ applicata ai valori medi di lunghezza standard (LS) ed a quelli di tempo, quest'ultimo frazionato in 4 tappe, ciascuna di 52 giorni per una durata totale di 208 giorni di campionamento. Agli stessi valori è stata applicata l'equazione di von Bertalanffy: $L_t = L_\infty (1-e^{-K(t-t°)})$. In 503 individui sono state prelevate le sagitte di cui è stata misurata la lunghezza totale all'estremità del rostro per correlarla con la lunghezza degli esemplari. Trattandosi di stadi giovanili la determinazione dell'età, attraverso le sagitte, è stata finalizzata all'individuazione degli anelli giornalieri di crescita (Morales-Nin, 1991). Le sagitte, montate su vetrino con resina (Eukitt), venivano abrase con una levigatrice Buehler o immerse intere in metil-benzoato. L'osservazione dei preparati al microscopio ottico è stata effettuata con obiettivi che variavano da 10x a 40x.

Risultati

La lunghezza standard (LS) degli esemplari campionati è compresa tra 2.3 e 30 cm. La distribuzione mensile delle frequenze di lunghezza (Fig. 1), non si discosta molto da quella rilevata nelle isole Baleari (Renones *et al.*, 1996) e nel Mar Ligure (Relini *et al.*, 1994). Il conteggio degli anelli giornalieri di crescita ha permesso di stabilire che in 20 giorni la specie raggiunge una LS che varia da 2.3 a 4.5 cm, in 78 giorni da 10.6 a 13.5 cm di LS, mentre in 181 giorni raggiunge una LS compresa tra 28.6 e 30 cm. (Tab. 1) (Fig. 2). La correlazione tra il numero di anelli letti e la lunghezza standard ha dato un valore pari a r^2=0.948, mentre la correlazione tra lunghezza totale della sagitta e lunghezza standard ha dato un valore pari a r^2= 0.791. Per descrivere l'accrescimento della specie fin dai primi giorni di vita, sono stati utilizzati anche i dati di giovanili descritti da Sanzo (1931). I tassi di crescita stimati con l'equazione logistica, confrontati con quelli stimati dall'equazione di von Bertalanffy hanno mostrato

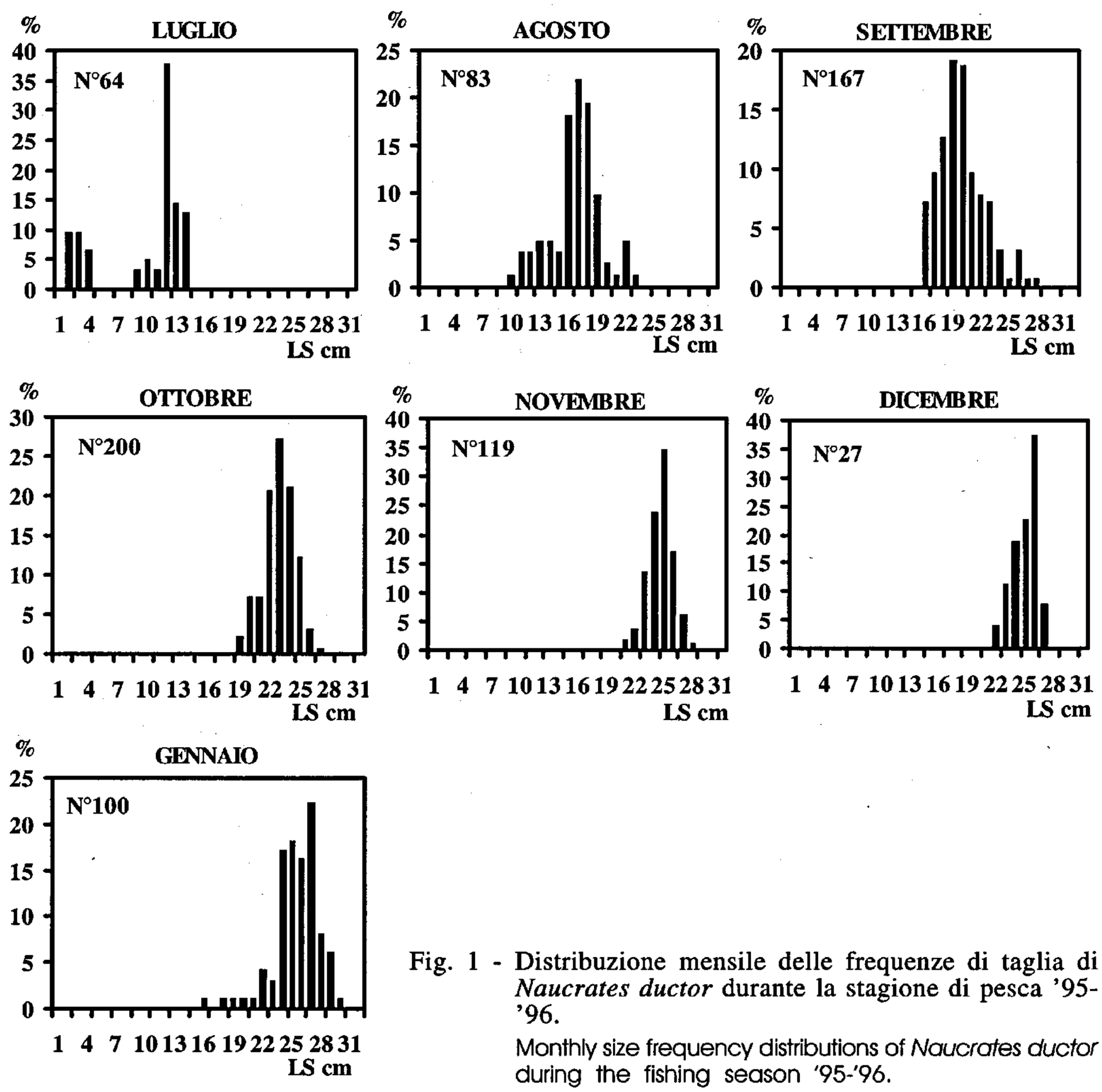


Fig. 1 - Distribuzione mensile delle frequenze di taglia di *Naucrates ductor* durante la stagione di pesca '95-'96.

Monthly size frequency distributions of *Naucrates ductor* during the fishing season '95-'96.

Tab. 1 - Intervalli di lunghezza (LS) e relativi giorni di crescita di *Naucrates ductor*.
Interval of length (LS) and days of growth in *Naucrates ductor*.

N°	LS	cm	Stima età
	Min	Max	media gg.
16	2,3	4,5	20
7	9,5	10,5	57
29	10,6	13,5	78
36	13,6	16,5	80
55	16,7	19,5	97
101	19,6	22,5	110
156	22,7	25,5	148
96	25,6	28,5	156
7	28,6	30,0	181

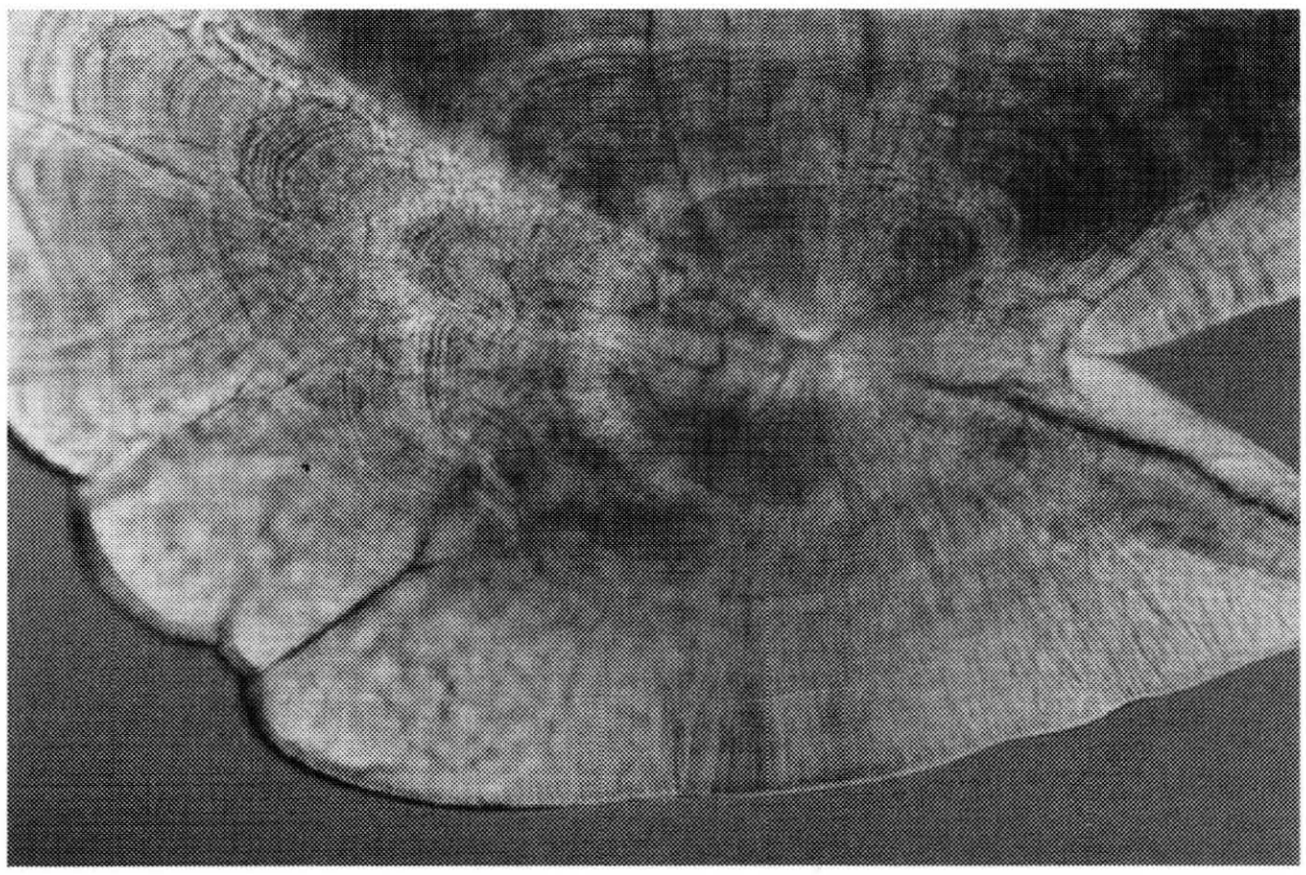


Fig. 2 - Sagitta di *Naucrates ductor* di 121 giorni (25.7 cm LS).
Sagitta of *Naucrates ductor* of 121 days (25.7 cm SL).

una buona corrispondenza con i valori rilevati. I parametri delle equazioni sono riportati nella tabella 2.

Le curve, ottenute con i suddetti valori, mostrano un rapido incremento iniziale; infatti, nel periodo compreso tra il 15 Luglio e il 30 Agosto, gli esemplari si

PARAMETRI EQUAZIONI	
Logistica	Von Bertalanffy
h = 3,13318	L_∞ = 27.291391
C = 0,36068	K = 0,229970
K = 0,061692	T_0 = -0,257964
H = 492,560294	
H°=-462,938536	

Tab. 2 - Parametri delle equazioni logistica e di von Bertalanffy di *Naucrates ductor*.
Parameters of the logistic and von Bertalanffy equations for *Naucrates ductor*.

accrescono di 14.3 cm che rappresenta il massimo incremento osservato. Nei periodi successivi l'incremento è minore, raggiungendo il valore minimo nel mese di Gennaio con un incremento di circa 1 cm (Fig. 3). L'analisi del rapporto tra i sessi ha evidenziato complessivamente una lieve prevalenza del numero dei maschi che rappresentano il 52% del totale. Tale rapporto non ha mostrato differenze per classi di taglia. Lo stadio maturativo delle gonadi, rilevato morfometricamente, confermerebbe che la prima maturità sessuale della popolazione sarebbe raggiunta tra 15 e 18 cm di LS, in appena tre mesi.

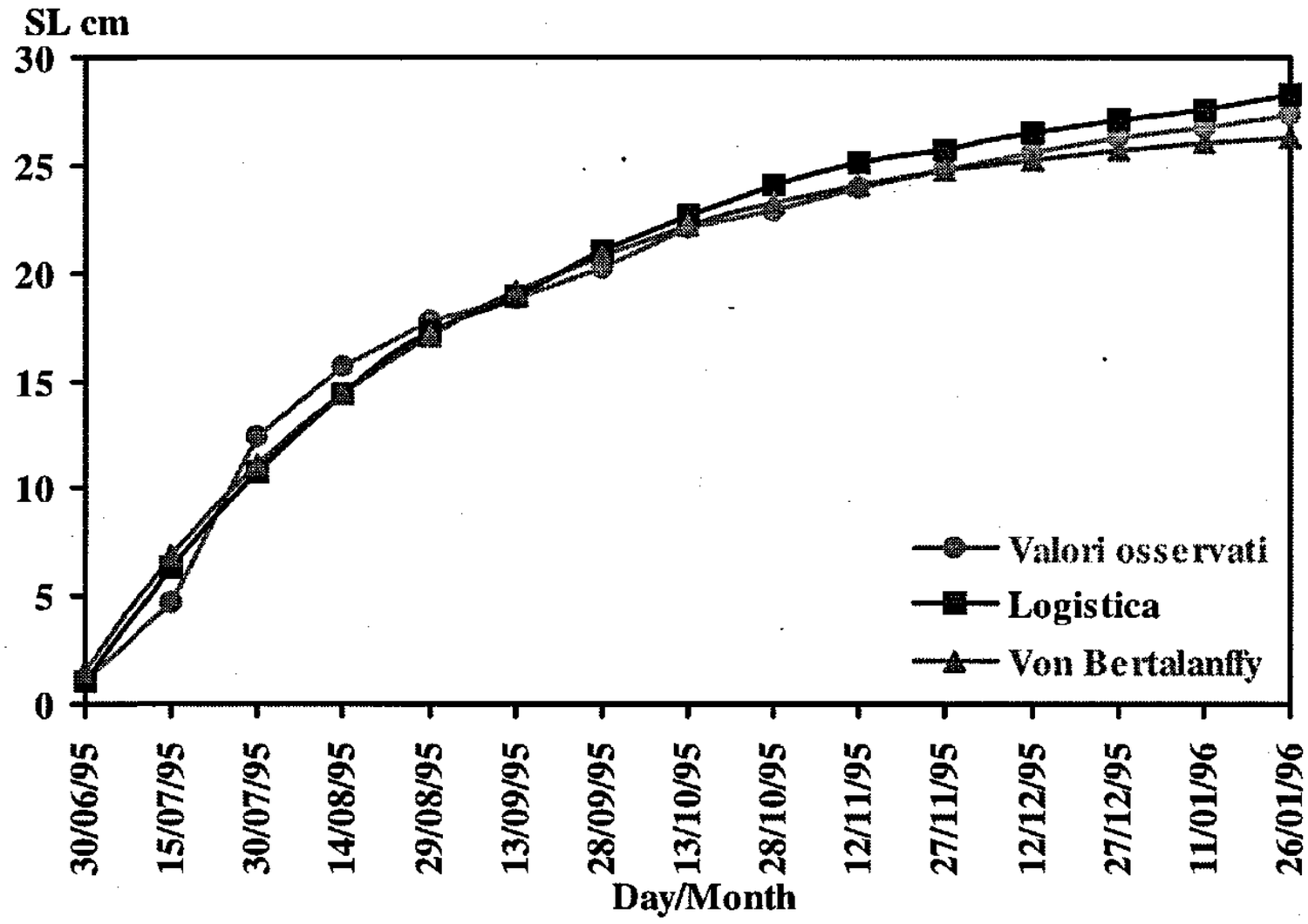


Fig. 3 - Curve di crescita di *Naucrates ductor* calcolate ed osservate.
Calculated and observed growth curves of *Naucrates ductor*.

Conclusioni

Da quanto riportato in bibliografia sulla taglia massima raggiungibile dalla specie (63-70 cm), gli Autori, alla luce dei risultati ottenuti e malgrado gli sforzi effettuati per campionare esemplari di più grossa taglia, sono arrivati alla determinazione che la dimensione attuale della specie, disponibile attraverso la pesca professionale è ben lontana da quella massima riportata per il Mediterraneo da altri autori (Bini, 1968; Costa, 1991; Fischer *et al.*, 1987; Palombi e Santarelli, 1961; Tortonese, 1970).

Bibliografia

BINI G. (1968) - *Atlante dei pesci delle coste italiane. Osteitti.* Mondo sommerso editrice. Volume V.

CEFALI A., MUNAO' F. (1981) - Lo schema logistico quale metodo di studio dell'accrescimento di specie ittiche. *Mem. Biol. Mar. e Ocean.*, **12** (5): 219-226.

COSTA F. (1991) - *Atlante dei pesci dei mari italiani.* Mursia.

FISCHER W., BAUCHOT M.-L., SCHNEIDER M. (rédacteurs) (1987) - *Fiches FAO d'identification des espéces pour les besoins de la peche. (Révision 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de peche 37. Volume II. Vertébrés.* Rome, FAO: 761-1530.

GALEA J.A. (1961) - The "kannizzati" fishery. *Proceedings Gen. Fish. Counc. Med.*, **6**: 85-91.

HOLDEN M.S., RAITT D.F.S. (1974) - Manual of fisheries Science. Part. 2 . Methods of resource investigation and their application. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **115** Rev. **1**: 241 pp.

MORALES-NIN B. (1991) - Determination del crecimento de peces oseas en base a la microstructura de las otolitos. *FAO Doc. Tecn. Pesca*, **332**: 58 pp.

PALOMBI A., SANTARELLI M. (1961) - *Gli animali commestibili dei mari D'Italia*. Editore Ulrico Hoepli, Milano: 120 pp.

POTOSCHI A., STURIALE P. (1996) - Distribuzione dei "cannizzi" nel Tirreno meridionale e nello Ionio per la cattura della Lampuga *Coryphaena hippurus* L. 1758. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 384-386.

RELINI M., ORSI RELINI L., RELINI G. (1994) - An Offshore buoy as a F.A.D. in the Mediterranean. *Bulletin of Marine Science*, **55**: 1099-1105.

RENONES O., MASSUTI E., SALUD D., MORALES-NIN B. (1996) - Biological characterization of pilotfish (*Naucrates ductor*) from the FADs fishery of the island of Mallorca (Western Mediterranean). *Bulletin of Marine Science*, **62** (1): (in press).

SANZO L. (1931) - Uova, stadi embrionali e postembrionali di *Naucrates ductor* L. *Memorie R. Comitato Talassografico italiano*, **185**: 1-14.

TORTONESE E. (1970) - *Osteichthyes*. Edizioni Calderini Bologna. Parte II: 169-171.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 718-720

M. ROMANELLI, F. COLLOCA*, L. MANZUETO, M. MANCA, R. GERMANO, O. GIOVANARDI

Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica Applicata al Mare
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
*Maja s.c.r.l. – Roma, Italia.

ANALISI DELLE CATTURE OTTENUTE IN CAMPIONAMENTI SVOLTI CON UNA SCIABICA DA "BIANCHETTO" NELL'AREA DI SESTRI LEVANTE (LIGURIA ORIENTALE)

SPECIES COMPOSITION OF CATCHES OBTAINED IN THE EASTERN LIGURIAN SEA BY BOAT SEINES FOR COMMERCIAL FISHING OF SARDINE LARVAE

Abstract

Sampling near Sestri Levante (Eastern Ligurian Sea) by boat seines for commercial fishing of Sardina pilchardus *larvae (product called in Italian "bianchetto", mainly comprised of 25-35 mm TL specimens) was undertaken from November 1995 to April 1997. Results show that juveniles of* Pagellus acarne *are the only other fishes caught in relatively large numbers.*

Key-words: *Sardina*, larvae, Mediterranean Sea, fishery.

Introduzione

Indicazioni sui periodi di presenza sottocosta e sulle dimensioni di larve o giovanili di *Sardina pilchardus* (Walbaum) e di altre specie alieutiche sono state ottenute, tramite sciabica da "bianchetto", per l'area di Sestri Levante (Liguria orientale).

Il presente lavoro si propone di fornire dati preliminari sulla selettività del sistema di pesca e l'impatto esercitato sui giovanili di specie di interesse commerciale.

Materiali e metodi

I prelievi sono stati effettuati tramite una sciabica da natante con maglie al sacco di 5 mm di apertura. L'area di campionamento era costituita dal tratto di costa di circa 6 km compreso tra Sestri Levante e Lavagna, entro la batimetria dei 12 m.

In tutto sono state effettuate 27 uscite, ciascuna della durata di circa quattro ore, che diedero complessivamente 103 cale con catture, 60 delle quali con presenza di "bianchetto" nel pescato. In tre delle uscite considerate non furono ottenute catture di alcun tipo, in quanto le cale diedero esito negativo o non poterono essere svolte per l'assenza di opportune risorse di pesca individuabili con l'ecoscandaglio. In tutte le cale con catture si é provveduto a prelevare idonei subcampioni per le determinazioni di laboratorio.

In totale sono state ottenute 47 distribuzioni di frequenza relative a larve o piccoli giovanili di *S. pilchardus*, con un numero medio di 366,0±99,6 individui misurati per ciascuna di esse (LT, al mm inferiore).

Risultati

In entrambi gli anni di indagine sono state ottenute catture di larve di sardina nel periodo compreso tra novembre e aprile. In discreto accordo con le indicazioni degli operatori, le catture più consistenti sono state registrate nella prima

e seconda decade di gennaio e a fine marzo ed inizio aprile di ciascun anno (rese medie/campionamento: 12,24±20,44 Kg e 3,48±4,48 kg in 8 e 3 uscite svolte rispettivamente nei due periodi stagionali specificati).

Nelle uscite effettuate nel periodo gennaio-marzo (N=15), ossia in parziale concidenza con la stagione ufficiale di pesca (15 gennaio-15 marzo), le catture di novellame di sardina sono risultate complessivamente pari a 92,50 kg, per due terzi però attribuibili alle eccezionali rese registrate in una singola uscita.

Le distribuzioni di taglia definite per gli aggregati larvali di *S. pilchardus* sono risultate quasi sempre unimodali, con mode prevalentemente comprese tra 27 e 32 mm LT. Coorti di dimensioni medie di 21-24 mm sono state osservate solo in campioni provenienti da cale autunnali, mentre classi modali oscillanti tra 32 e 37 mm sono state rilevate in pescate di "bianchetto" ottenute ad inizio aprile 1996 e a metà febbraio 1997.

Il peso medio delle singole larve di sardina é risultato pari a 70-120 mg nelle cale caratterizzate da catture ponderalmente più consistenti.

Le catture accessorie sono state mediamente pari a 503,3±984,3 esemplari per le giornate con cale effettive (N=24), senza chiare variazioni connesse alla presenza o meno di stadi larvali di sardina nel pescato (dati non riportati).

Nell'ambito delle risorse di maggior pregio (tab. 1), *Pagellus acarne* (Risso) é l'unica specie di cui siano stati ottenuti quantitativi numericamente di una certa consistenza. In proposito si deve però rilevare che circa l'80% degli esemplari della specie in esame derivano da un'unica cala invernale in cui si ottennero 4000 giovanili di piccolissima taglia. Dalla tabella 1 si rileva che piccoli gruppi di larve di alici (fino a 1600 esemplari/uscita) sono stati prelevati in campionamenti svolti a tarda estate o in autunno.

Tab. 1 - Mesi di campionamento e stima approssimata del numero di individui catturati per alcune specie alieutiche di interesse commerciale.
Months of sampling and broad estimates of the numbers of specimens caught for several fish species of greater commercial interest.

	MESI													Peso (gr.)
	XI/95	XII/95	I/96	II/96	III/96	IV/96	V/96	IX/96	X/96	XI-XII/96	I/97	II/97	III-IV/97	MIN.-MAX
Numero uscite	2	1	3	3	2	2	1	1	1	4	3	2	2	
Numero uscite con cale effettive	2	1	3	3	2	2	1	1	1	4	2	0	2	-
SPECIE E STADIO VITALE														
CEPHALOPODA														
Loligo vulgaris (Lamarck), *juv.*	A	-	A	-	-	A	A	-	-	B	B	-	-	0,30-4,50
Loligo forbesi (Lamarck), *juv.*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A	-	-	-	0,15-0,60
OSTEICHTHYES														-
Engraulis encrasicholus (L.), *larvae*	B	-	-	-	-	-	-	B	D	B	-	-	-	0,10-0,35
Engraulis encrasicholus (L.), *juv.* o ad.	C	-	A	B	-	-	B	-	A	-	-	-	-	0,70-9,50
Pomatomus saltatrix (L.), *juv.*	A	-	A	-	-	-	-	-	-	A	-	-	-	0,30-0,60
Trachurus trachurus (L.), *juv.* o ad.	A	-	-	-	B	-	-	-	-	-	-	-	-	35,00-70,00
Trachurus mediterraneus (Steind.), *juv.* o ad.	C	A	A	A	A	B	B	-	-	B	-	-	-	3,00-80,00
Trachynotus ovatus (L.), *juv.*	A	A	A	-	-	-	-	-	-	A	-	-	-	5,00-30,00
Dentex dentex (L.), *juv.*	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,30-0,60
Diplodus sargus (L.), *juv.*	-	-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	0,10-25,00
Pagellus acarne (Risso), *juv.*	A	-	C	-	-	-	A	-	-	B	D	-	-	0,30-0,50

A = 0-10 individui/uscita (media)
B = 11-100 individui/uscita (media)
C = 101-1000 individui/uscita (media)
A = 1000-10000 individui/uscita (media)

juv. = *juveniles*
ad. = adulti o subadulti

Discussione e conclusioni

Nel corso dei campionamenti le rese di "bianchetto" sono risultate estremamente eterogenee, essendo gran parte delle catture concentrate in pochissime giornate di pesca.

Il tipo di rete utilizzata é apparsa abbastanza selettiva, poiché nei periodi di maggiore attività sono state rilevate nel pescato percentuali di individui di specie o fasi vitali estranee al "bianchetto" numericamente inferiori all'1% degli esemplari catturati nelle singole uscite.

Questi dati concordano con le osservazioni di altri autori (Relini *et al.*, 1996) circa la composizione specifica del pescato derivante da cale commerciali svolte nella nostra area di indagine per prelevare campioni di "rossetto" (ossia giovanili o adulti di *Aphia minuta* (Risso)) o di novellame di sardina.

Nel corso dei nostri campionamenti le catture accessorie sono apparse inoltre abbastanza "distribuite" tra diverse specie, per cui il prelievo a carico delle singole popolazioni dovrebbe essere abbastanza modesto.

Una parziale eccezione é costituita da *Pagellus acarne*, di cui sono stati pescati gruppi numericamente abbastanza consistenti in alcune cale invernali. Il prelievo in questo periodo dell'anno di gruppi di pagelli di piccolissima taglia suggerisce l'esistenza di consistenti deposizioni al termine della stagione riproduttiva della specie, fissata dalla bibliografia in estate (Fischer *et al.*, 1987).

Inoltre l'area di Sestri Levante potrebbe costituire, in relazione alla maggiore estensione della piattaforma continentale, un'importante *nursery* per lo Sparide in esame.

Bibliografia

FISCHER W., BAUCHOT M. L., SCHNEIDER M. (1987) - *Méditerranée et Mer Noire. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Rev. 1)*, Rome, FAO, 1-2: 1-1529.

RELINI G., CIMA C., GARIBALDI F., PALADRI G., RELINI M., TORCHIA G. (1996) - Una risorsa costiera: il rossetto *Aphia minuta mediterranea* - De Buen - 1931 (Osteichthyes: Gobiidae). *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 205-213.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 721-725

N. SANTAMARIA, L. SION, M. CACUCCI, G. DE METRIO

Dipartimento di Produzione Animale, Università di Bari, Via Amendola, 165/A – 70126 Bari, Italia.

ETA' ED ACCRESCIMENTO DI *SARDA SARDA* (BLOCH, 1793) (PISCES, SCOMBRIDAE) NELLO IONIO SETTENTRIONALE

AGE AND GROWTH OF *SARDA SARDA* (BLOCH, 1793) (PISCES, SCOMBRIDAE) IN THE NORTHERN IONIAN SEA

Abstract

Age and growth of Sarda sarda *(Pisces, Scombridae) from the North Ionian Sea were estimated using caudal vertebrae and spiniform rays (fork length range: 24.2 to 74.5 cm). The mean size of age classes from 0 to IV were 34.8, 50.9, 57.5, 64.8, and 70.4 cm, respectively. The von Bertalanffy parameters were:* L_∞*=80.6;* K*=0.36;* t_0*=-1.37.*

Key-words: Atlantic bonito, Age, Northern Ionian.

Introduzione

Malgrado l'alto valore commerciale raggiunto dalla palamita *Sarda sarda* (Bloch, 1793) da cui deriva il grande interesse di alcuni paesi del Mediterraneo per il suo sfruttamento, le informazioni relative alla pesca ed alla biologia della specie sono generalmente scarse e, per particolari aree, addirittura inesistenti. Pertanto l'importanza di approfondire le conoscenze sulla sua biologia è stata più volte enfatizzata nel corso delle diverse consultazioni tecniche dell'ICCAT (Miyake, 1982).

Uno dei problemi ancora aperti è quello relativo alla determinazione dell'età ed alla stima dell'accrescimento che, peraltro, è stato già oggetto di studio (Rey *et al.*, 1986). Questo lavoro intende dare un contributo proprio a questo aspetto biologico mediante indagini condotte sulle discontinuità osservabili in alcune strutture scheletriche di animali catturati nello Ionio Settentrionale (Golfo di Taranto).

Materiali e metodi

Nel triennio 1994-96 fu collezionato il primo raggio spiniforme e le ultime vertebre caudali di 815 palamite catturate nel Golfo di Taranto, sia con rete derivante che *long line,* per l'85% nel periodo gennaio-aprile e per il 15% negli altri mesi. Di tutti gli animali fu annotata la data di cattura e rilevati il peso (g) e la lunghezza alla forca (LF cm). Dai raggi spiniformi furono ottenute sezioni trasverse condotte alla base del condilo mentre dalle vertebre sezioni longitudinali passanti per il centro. Le sezioni, dello spessore di 650 µm , venivano essiccate all'aria e montate in Eukitt su vetrini. Per questo lavoro furono utilizzate 485 sezioni di raggi spiniformi e 161 di vertebre in quanto il resto del materiale risultò illeggibile. La lettura delle discontinuità fu effettata a luce trasmessa e l'età fu determinata stabilendo come data convenzionale di nascita il 1° luglio (Rey *et al.*, 1984; 1986). Per la valutazione dell'età e dell'accrescimento furono considerati i due sessi insieme.

Per calcolare a ritroso la lunghezza degli animali all'età stimata (back calculation), furono misurati, mediante analizzatore d'immagine Leica Quantimet 500, il raggio totale (focus-margine sezione) ed i raggi parziali (focus-margine singolo annulo) di 323 sezioni di spine ed i valori trovati furono utilizzati nell'equazione: Ln-C=(Sn/S)x(L-C) (Tesch, 1971; Richer, 1975) dove Ln=LF quando la banda n si è formata; L=LF alla cattura; C=fattore di correzione (intercetta della retta di regressione tra la lunghezza dell'animale ed il raggio della spina); Sn=distanza tra focus della spina e margine della banda n in mm; S=raggio della spina in mm. Fu effettuata la stima dell'accrescimento teorico in lunghezza mediante l'equazione di von Bertalanffy ed i parametri di accrescimento furono ottenuti attraverso il software LFSA (Sparre, 1987).

Risultati

La stima dell'età, condotta sulle discontinuità osservate nelle sezioni dei raggi spiniformi di 485 individui con lunghezza (LF) compresa tra 24.2 e 74.5 cm, ha mostrato che l'età degli animali esaminati era compresa tra 0 e 4 anni. La costruzione della chiave lunghezza-età ha dato i risultati che sono riportati in Tab. 1.

Tab. 1 - Chiave lunghezza-età.
Age-length key.

	Classe d'età				
LF (cm)	0	I	II	III	IV
73-75	.	.	.	.	4
71-73	.	.	.	.	3
69-71	.	.	.	3	6
67-69	.	.	.	8	4
65-67	.	.	.	16	2
63-65	.	.	.	31	.
61-63	.	.	5	33	.
59-61	.	.	43	36	.
57-59	.	.	53	.	.
55-57	.	1	76	.	.
53-55	.	7	20	.	.
51-53	.	17	3	.	.
49-51	.	6	.	.	.
47-49	.	2	.	.	.
45-47	.	4	.	.	.
43-45	.	5	.	.	.
41-43	12	4	.	.	.
39-41	41	.	.	.	.
37-39	16	.	.	.	.
35-37	3	.	.	.	.
33-35	3	.	.	.	.
31-33	2	.	.	.	.
29-31	1	.	.	.	.
27-29	5	.	.	.	.
25-27	8	.	.	.	.
23-25	2	.	.	.	.
N. Tot.	93	46	200	127	19
LF media(cm)	34.8	50.9	57.5	64.8	70.4
Dev.st.	2.71	3.89	1.66	2.04	2.30

I risultati ottenuti dalla lettura di 161 sezioni longitudinali di vertebre confrontati con quelli dei raggi spiniformi degli animali corrispondenti furono praticamente sovrapponibili. In Fig. 1 sono riportate le immagini delle sezioni trasverse del raggio spiniforme e di quelle longitudinali della vertebra di due palamite alle quali è stata attribuita rispettivamente l'età di 2 e 4 anni.

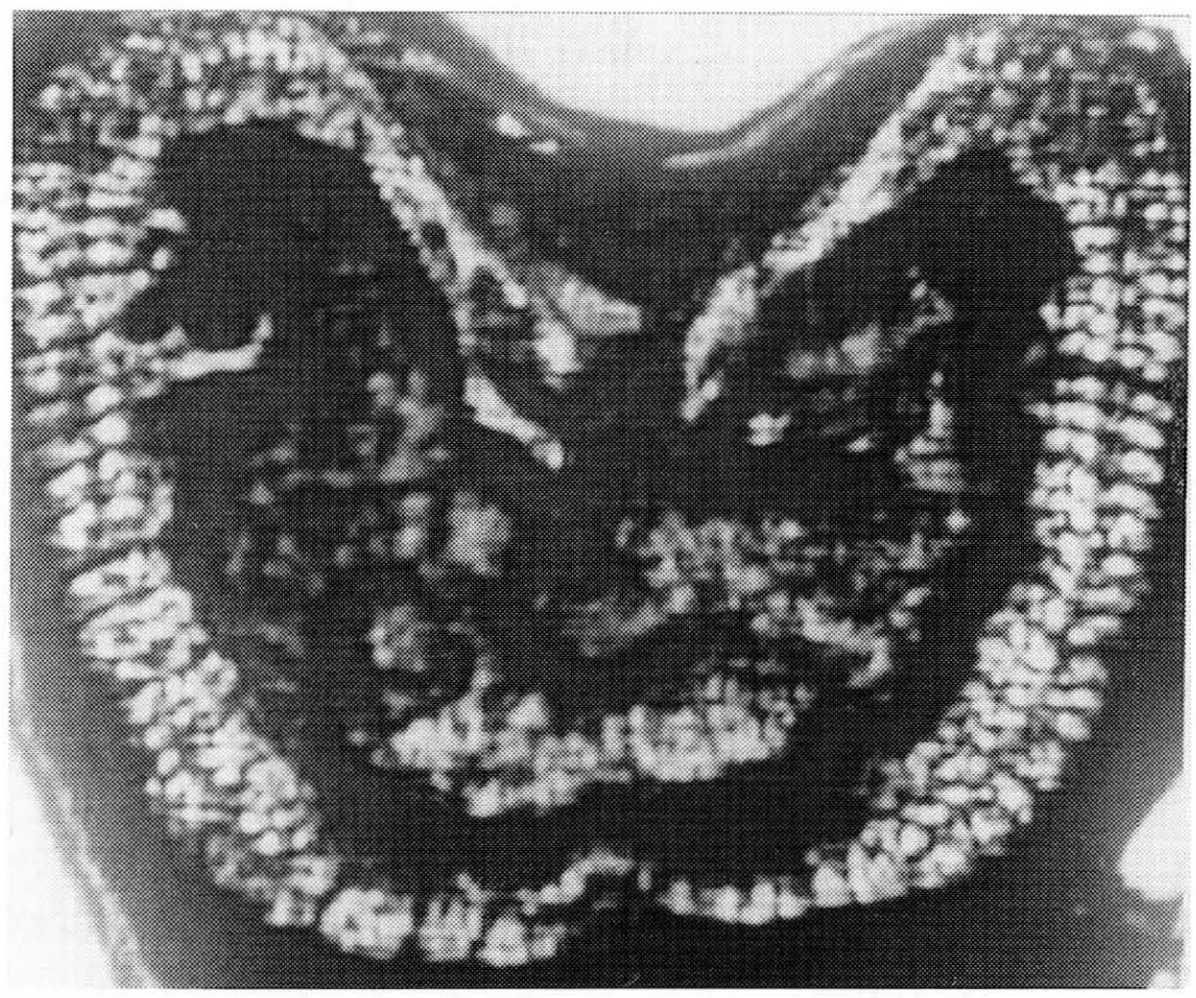


Fig. 1 - Sezioni trasversali del primo raggio spiniforme della prima pinna dorsale (S1, S2) e longitudinali di una vertebra caudale (V1, V2) di due esemplari di palamita.
Cross sections of the first spine of the first dorsal fin (S1, S2) and sagittal sexions of caudal vertebrae (V1, V2) of two Atlantic bonito samples.

Dall'analisi di regressione effettuata tra il raggio della spina e la LF fu ottenuta la seguente equazione: LF=13.59+38.60S (r=0.91). I parametri di accrescimento ottenuti sono stati i seguenti:

	Dev. st.	**Lim. conf.**
L_∞ = 80.6	6.58	64.5/96.6
K = 0.36	0.09	0.14/0.58
t_o = -1.37	0.27	-2.04/-0.70

Le lunghezze medie osservate, retrocalcolate nonchè le lunghezze teoriche all'età, ottenute con l'equazione di von Bertalanffy, sono mostrate in Tab. 2.

Le differenze tra le lunghezze medie osservate e quelle retrocalcolate non sono risultate statisticamente significative (t=2.23; g.l.=3; P>0.05).

Tab. 2 - Confronto fra le lunghezze medie osservate e teoriche.
Comparison between average observed and theoretical lengths.

Età (anno)	LF (cm) osservate	Dev.St.	LF (cm) retro calcolate	Dev.St.	LF (cm) von Bertalanffy
1	50.9	3.89	49.0	5.30	46.5
2	57.5	1.66	56.3	3.28	56.8
3	64.8	2.04	61.6	3.39	63.9
4	70.4	2.30	68.1	2.73	68.9

Discussione e conclusioni

L'età massima riscontrata nel campione è stata 4 anni (LF=74.5 cm), ma nell'area sono stati catturati individui fino a 80 cm di LF che indicano, probabilmente, la presenza di animali con longevità più elevata. I risultati di questo studio confermano quanto già osservato da Rey *et al.* (1986) che individua la palamita come una specie a rapido accrescimento soprattutto nel primo anno di vita. Nella Tab.3 vengono riportati i valori di lunghezza media per classe d'età confrontati con quelli di altri autori in differenti aree.

Tab. 3 - Lunghezza media per ciascuna classe d'età. Autori differenti.
Average sizes for each age group. Different authors.

	Classe d'età				
Autore	0	I	II	III	IV
Nümann (1955)	-	38-41	53-57	60-64	-
Postel (1955)	45	45-60	60	-	-
Kutaygil (1967)	-	45.1	58.3	64.9	-
Rodriguez-Roda (1981)	42.59	50.51	60.50	64.00	-
Rey *et al.* (1984)	46	51.71	57.01	63.15	64
Rey *et al.* (1986)	37.03	51.71	57.04	63.15	71.00
Presente lavoro	34.8	50.9	57.5	64.8	70.4

Dal confronto si evince che i nostri risultati sono sovrapponibili a quelli ottenuti da Rodriguez-Roda (1981) e Rey *et al.* (1984) riferiti al Mediterraneo occidentale ed all'area atlantica prossima allo Stretto di Gibilterra, mentre presentano alcune differenze rispetto a quelli riportati da Nümann (1955), Postel (1955) e Kutaygil (1967) riguardanti animali provenienti dal Mar di Marmara e da altre aree dei mari Turchi. Le differenze osservate, riguardanti soprattutto il primo anno di età, potrebbero essere probabilmente attribuibili alle differenti condizioni ambientali nelle diverse aree o, verosimilmente, a differenze genetiche peraltro già descritte da Roberti *et al.* (1993).

Ringraziamenti

Gli autori sono grati al Sig. V. Pesola e alla Sig.ra A. Marinelli per la collaborazione tecnica nella realizzazione del presente lavoro.

Bibliografia

KUTAYGIL N. (1967) - Preliminary age analysis of *Mullus barbatus* L. and *Merluccius merluccius* L. in the Sea of Marmara and some pelagic fish of Turkey. *Proc. Tech. Pap. Gen. Fish. Counc. Medit., FAO*, **41**: 361-383.

MIYAKE P. (1982) - Small Tuna-Like fish stocks, *ICCAT DOC SCRS/81/28*: 415-417.

NÜMANN W. (1955) - Croissance et migrations des Pélamides (*Sarda sarda*) dans les eaux de la Turquie. *Proc. Tech. Pap. Gen. Fish. Counc. Medit., FAO*, **42**: 377-379.

POSTEL E. (1955) - Contribution à l'étude des thonidés de l'Atlantique Tropical. Deuxième note. *Rapp. P.-V. Réun. Cons. Int. explor. Mer,* **137**: 31-32.

REY J.C., ALOT E., RAMOS A. (1984) - Sinopsis biológica del bonito, *Sarda sarda* (Bloch) del Mediterráneo y Atlántico Este. *ICCAT DOC SCRS/83/37*: 469-502.

REY J.C., ALOT E., RAMOS A. (1986) - Growth of the Atlantic bonito (*Sarda sarda* Bloch, 1793) in the Atlantic and Mediterranean area of the Strait of Gibraltar. *Inv. Pesq.*, **50** (2): 179-185.

RICHER W.E. (1975) - Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Fish. Res. Board Can. Bull.*, **191**: 382.

ROBERTI M., YANNOPOULOS C., DE METRIO G., LUDOVICO A., MILELLA F., CARONE A., MEGALOFONOU P., BINGEL F., UNLUATA U., CANTATORE P., GADALETA M.N. (1966) - Polimorfismo del DNA mitocondriale in stock di palamita, *Sarda sarda* (Bloch 1793), del Mar Mediterraneo. *Biologia Marina suppl. al Notiz. S.I.B.M.,* **1**: 349-353.

RODRÍGUEZ-RODA, J. (1981) - Estudio de la edad y crecimiento del bonito, *Sarda sarda* (Bloch), de la costa sudatlantica de España. *Inv. Pesq.,* **45** (1): 181-186.

SPARRE P. (1987) - Computer programs for fish stock assessment length based fish stock assessment (LFSA). *FAO Fish. Tech. Rep.*: 101.

TESCH R.W. (1971) - Age and growth. In W.E. Richer (editor*): Methods of assessment of fish production in fresch waters.* Blackwell Sci. Publ., England: 98-130.

Ricerca finanziata dalla Direzione Generale Pesca del M.R.A.A.F. nell'ambito della legge 41/81.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 726-728

P. SARTOR, P. BELCARI, S. DE RANIERI*

Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa, Via Volta, 6 - 56126 Pisa, Italia.
*C.I.B.M. Livorno, Italia.

BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DI *SEPIETTA OWENIANA* (ORBIGNY, 1840) NEL MAR TIRRENO SETTENTRIONALE

REPRODUCTIVE BIOLOGY OF *SEPIETTA OWENIANA* (ORBIGNY, 1840) IN THE NORTHERN TYRRHENIAN SEA

Abstract

Reproductive biology of the sepiolid cephalopod Sepietta oweniana *in the northern Tyrrhenian Sea was investigated. Spawning period occurs all year round. Maturity size was estimated at 21.02 mm for males and at 25.98 mm ML for females.*

Key-words: biology, reproduction, cephalopods, sepiolids, Tyrrhenian Sea.

Introduzione

Il presente studio è rivolto alla biologia riproduttiva del piccolo cefalopode *Sepietta oweniana* (Orbigny, 1840) nel mar Tirreno settentrionale. E' un sepiolide molto comune nelle acque mediterranee; tra l'altro, nelle acque italiane questa specie riveste una certa importanza commerciale (Jereb e Di Stefano, 1995).

Materiali e metodi

Sono stati analizzati 1922 individui provenienti da campagne stagionali a strascico, effettuate negli anni '94-'95 (programma "Valutazione risorse demersali") e 5847 esemplari provenienti da campioni mensili ottenuti nello stesso periodo da cale commerciali. In entrambi i casi é stato utilizzato il m/p "Francesco Padre", della marineria di Porto Santo Stefano (GR), attrezzato con rete a strascico con maglie al sacco stirate di 40 mm.

I campioni sono stati raccolti, nell'area tra l'Isola d'Elba e l'Isola di Giannutri, tra 60 e 680 m di profondità. Sugli individui scongelati, sono stati rilevati la taglia, in mm (lunghezza dorsale del mantello, LM), il peso totale, in grammi, ed il sesso.

Attraverso l'analisi macroscopica dell'apparato riproduttore sono stati assegnati 3 stadi maturativi: immaturo (stadio 1), in maturazione (stadio 2) e maturo (stadio 3).

Risultati e discussione

Durante i campionamenti le maggiori catture sono state ottenute tra 350 e 550 m di profondità. La taglia minima campionata è stata di 10 mm LM, corrispondente ad un individuo di cui non è stato possibile determinare il sesso; per i maschi le taglie minime e massime sono risultate, rispettivamente, 14 e 35 mm LM, per le femmine 13 e 40 mm LM. Nonostante l'ampio intervallo di taglia, la maggior parte delle catture è risultata compresa tra 22 e 30 mm LM; tutte le

distribuzioni di frequenza di taglia sono risultate unimodali, con moda che, nelle differenti stagioni, è risultata compresa tra 22 e 26 mm LM.

La sex ratio, quando diversa da 1, è stata sempre a favore dei maschi, sia relativamente alle campagne sperimentali che alle differenti profondità. Tuttavia non è possibile individuare una particolare tendenza in questi dati. Questo andamento trova conferma nell'analisi dei campioni mensili.

Fino a 28 mm LM i maschi sono risultati significativamente più numerosi delle femmine che diventano preponderanti a partire da 31 mm e da 36 mm rappresentano l'intera popolazione campionata.

Dall'analisi dei dati provenienti dai campionamenti mensili è stato possibile osservare l'andamento della maturità sessuale nell'arco di un intero anno. In tutti i mesi è stata evidenziata, anche se in proporzioni diverse, la presenza di individui in tutti gli stadi maturativi per entrambi i sessi. Dagli istogrammi (Fig. 1),

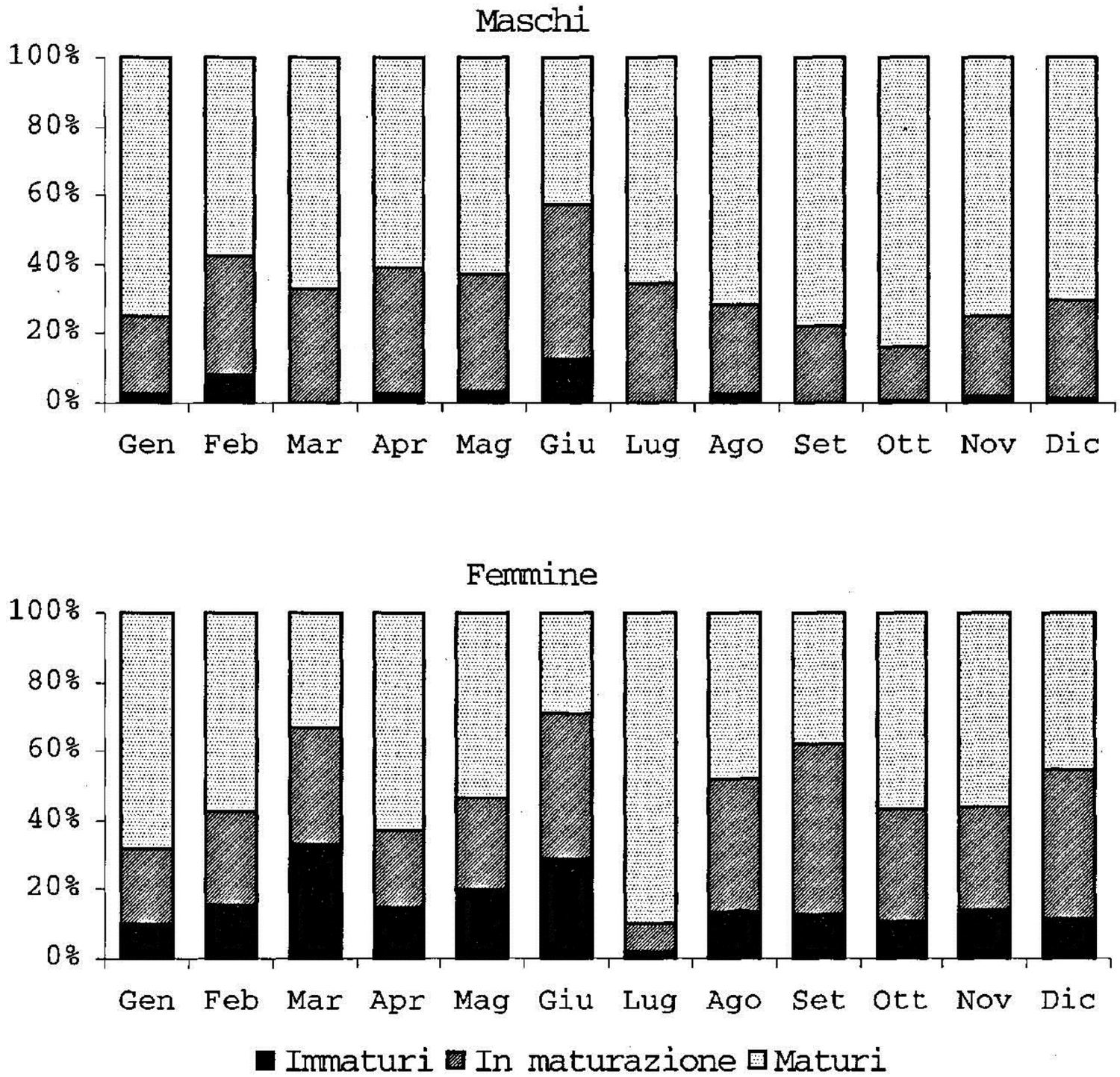


Fig. 1 - **Percentuali mensili di maschi e femmine di *Sepietta oweniana* appartenenti ai tre stadi maturativi.**

Monthly percentages of males and females of *Sepietta oweniana* belonging to the three maturity stages.

in cui sono raffigurati gli individui nei tre stadi maturativi, si può notare che i maturi costituiscono quasi sempre la maggioranza degli esemplari esaminati. Questo può essere dovuto alla ridotta catturabilità degli individui di piccole dimensioni (<20 mm LM), in seguito alla selettività dell'attrezzo di cattura. I maschi non sembrano presentare un evidente picco stagionale nell'attività riproduttiva; l'ele-

vato numero di femmine mature riscontrato nel mese di luglio può invece far ipotizzare l'esistenza di un picco di maturità sessuale.

I risultati ottenuti sono in accordo con l'ipotesi di un periodo riproduttivo molto prolungato per questa specie (Mangold-Wirz, 1963; Orsi-Relini e Bertuletti, 1989; D'Onghia *et al.*, 1995; Jereb e Di Stefano, 1995; Volpi *et al.*, 1995).

Maschi maturi sono stati osservati a partire da 15 mm LM, mentre femmine mature da 19 mm LM. La taglia corrispondente al 100% di individui maturi è risultata di 32 mm per i maschi e 31 mm per le femmine. Adattando ad una curva logistica l'andamento dei dati sperimentali relativi alla percentuale di individui maturi per classe di taglia di 1 mm, è stato possibile stimare la taglia in cui il 50% degli individui è risultato maturo (Fig. 2). Tale misura è risultata di 21.02 mm LM nei maschi e 25.98 mm LM nelle femmine. Nelle acque atlantiche sono state riportate taglie di maturità leggermente superiori, 23 mm LM per i maschi e 33 mm LM per le femmine (Bergstrom e Summers, 1983).

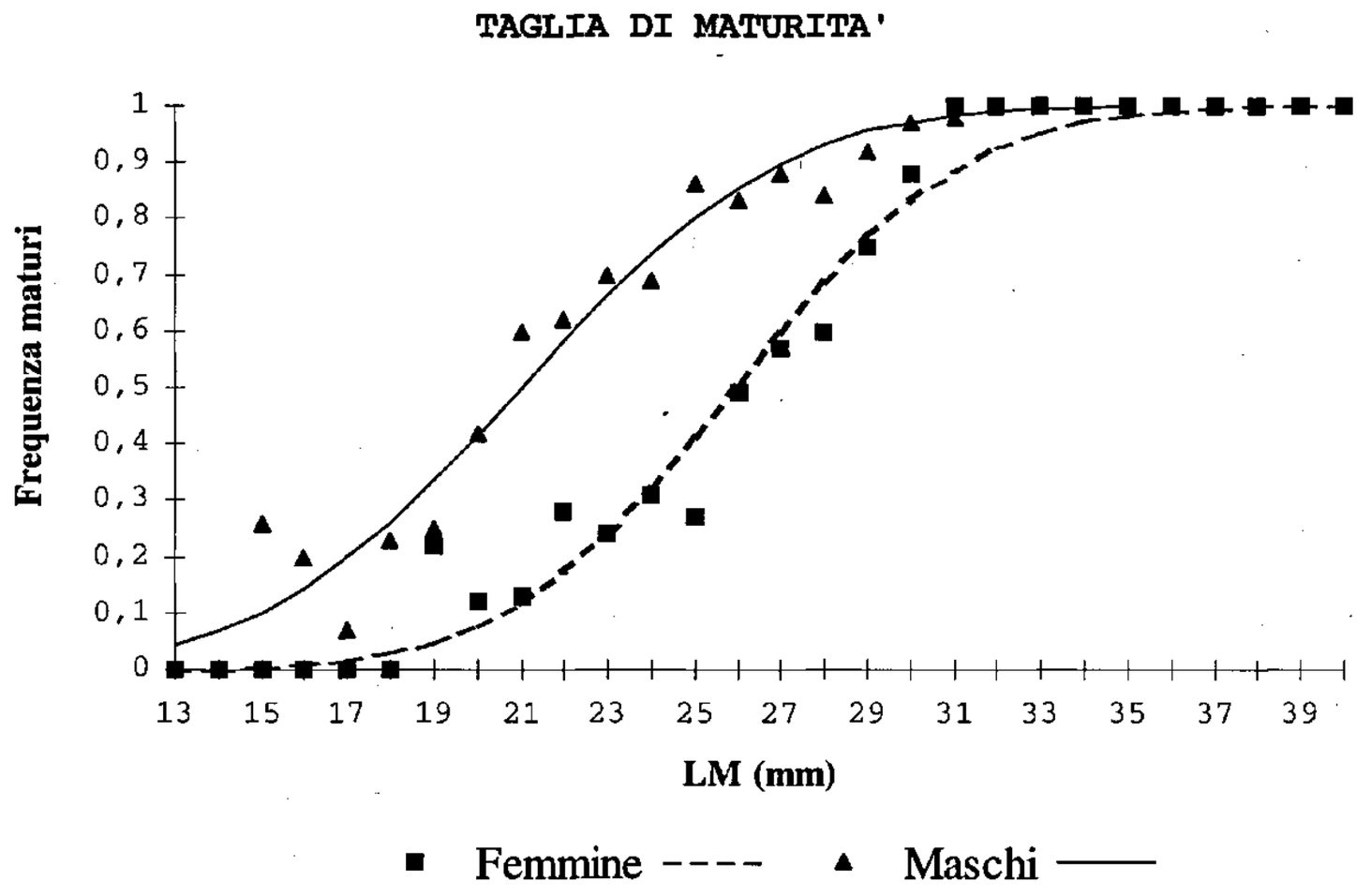


Fig. 2 - Taglia di maturità sessuale in *Sepietta oweniana*.
Size at sexual maturity in *Sepietta oweniana*.

Bibliografia

BERGSTROM B., SUMMERS W. (1983) - *Sepietta oweniana*. In: P.R.Boyle (ed.) - *Cephalopod life cycles*. Vol. I, Academic Press: 75-91.

D'ONGHIA G., MATARRESE A., TURSI A., MAIORANO P., PANETTA P. (1995) - Osservazioni sulla teutofauna epi e mesobatiale nel Mediterraneo orientale (Mar Ionio e Mar Egeo). *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 199-204.

JEREB P., DI STEFANO M. (1995) - First observation on the Sepiolidae (Mollusca: Cephalopoda) of the bathyal zone of the Strait of Sicily. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 205-209.

MANGOLD-WIRZ, K. (1963) - Biologie des Céphalopodes benthiques et nectoniques de la Mer Catalane. *Vie et Milieu*, (suppl. 13): 1-285.

ORSI RELINI L., BERTULETTI M. (1989) - Sepiolinae (Mollusca, Cephalopoda) from the Ligurian Sea. *Vie Milieu*, **39** (3/4): 183-190.

VOLPI C., BORRI M., ZUCCHI A. (1995) - Notes on the family Sepiolidae off the northern Tuscany coast. *Bull. Inst. Océanogr. Monaco*, n° special, **16**: 27-34.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 729-733

A. Tursi, P. Maiorano, M. Basanisi, F. Perri

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi, Via Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.

DISTRIBUZIONE E STRUTTURA DI POPOLAZIONE DI *NEPHROPS NORVEGICUS* (LINNEO, 1758) NEL MAR IONIO SETTENTRIONALE

DISTRIBUTION AND POPULATION STRUCTURE OF *NEPHROPS NORVEGICUS* (LINNEO, 1758) IN THE NORTHERN IONIAN SEA

Abstract

A total of 9380 specimens of Nephrops norvegicus *was collected during 8 trawl surveys carried out in the northern Ionian Sea from 1991 to 1995. The species is more abundant along the Apulian coast than Calabrian one. While in the former area Norway lobster is mainly distributed between 200-450 m in the latter is mostly located at depth greater than 450 m. Juveniles were mostly caught during autumn. The von Bertalanffy growth parameters for females and males were estimated.*

Key-words: *Nephrops norvegicus*, distribution, growth, Ionian Sea.

Introduzione

Lo scampo (*Nephrops norvegicus*) rappresenta un'importante risorsa biologica nell'ambito della sua area di distribuzione. Sebbene questo crostaceo costituisca una delle specie demersali di maggiore pregio anche nel Mar Ionio, le conoscenze sulla sua biologia e sulla sua struttura di popolazione in questo bacino sono ancora piuttosto limitate.

In questa nota si riportano le informazioni inerenti la distribuzione e la struttura di popolazione dello scampo nel Mar Ionio settentrionale.

Materiali e metodi

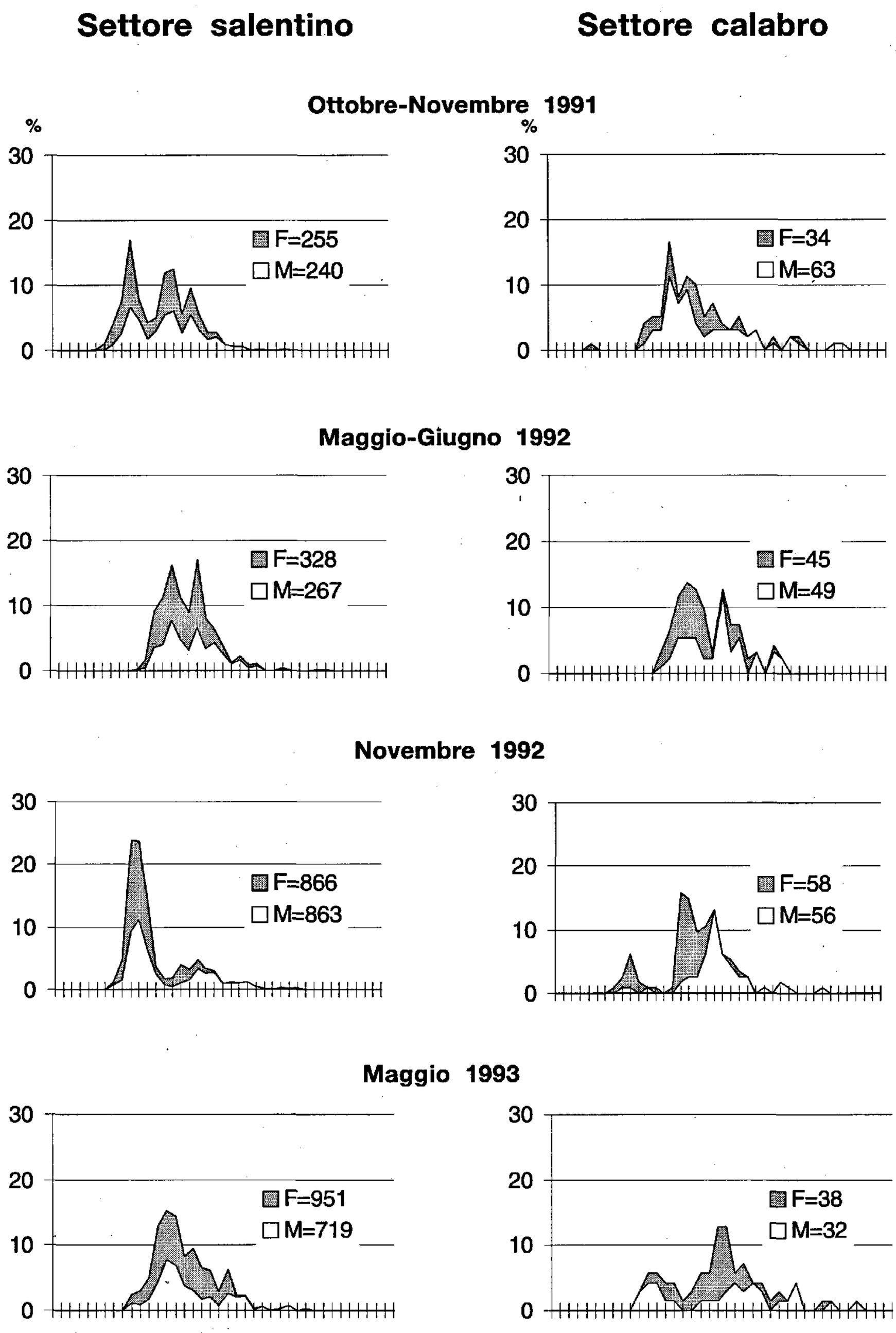
I dati analizzati provengono da 8 campagne sperimentali di pesca a strascico realizzate in primavera e in autunno nel periodo 1991-1995, nell'ambito del progetto nazionale "Valutazione delle Risorse Demersali".

È stato utilizzato un motopeschereccio professionale di 75 tonnellate di stazza lorda con motore di 360 Hp e rete in nylon con maglia al sacco di 40 mm di apertura.

Su ciascuno esemplare catturato sono stati rilevati i seguenti parametri: lunghezza carapace (LC) (mm), peso (g), sesso e stadio di maturità delle gonadi (Farmer, 1975).

La distribuzione dello scampo nel Mar Ionio è stata analizzata sia dal punto di vista geografico sia rispetto alla profondità. Nel primo caso è stata considerata l'area salentina e quella calabra rispettivamente a nord e a sud della fossa bradanica. In ogni periodo d'indagine il numero di cale nelle due aree è stato comparabile. Per quanto concerne la profondità sono state considerate le seguenti fasce batimetriche: 10-50 m; 50-100 m; 100-200 m; 200-450 m; 450-700 m. Nell'analisi della distribuzione i dati sono stati accorpati per stagione.

Gli aspetti relativi all'accrescimento della specie sono stati valutati, per l'intera popolazione ionica e separatamente per i due sessi, attraverso l'analisi delle


Settore salentino
Settore calabro
Ottobre-Novembre 1991
%
30
20
10
0
F=255
M=240
F=34
M=63
Maggio-Giugno 1992
F=328
M=267
F=45
M=49
Novembre 1992
F=866
M=863
F=58
M=56
Maggio 1993
F=951
M=719
F=38
M=32

(Segue Fig. 1)

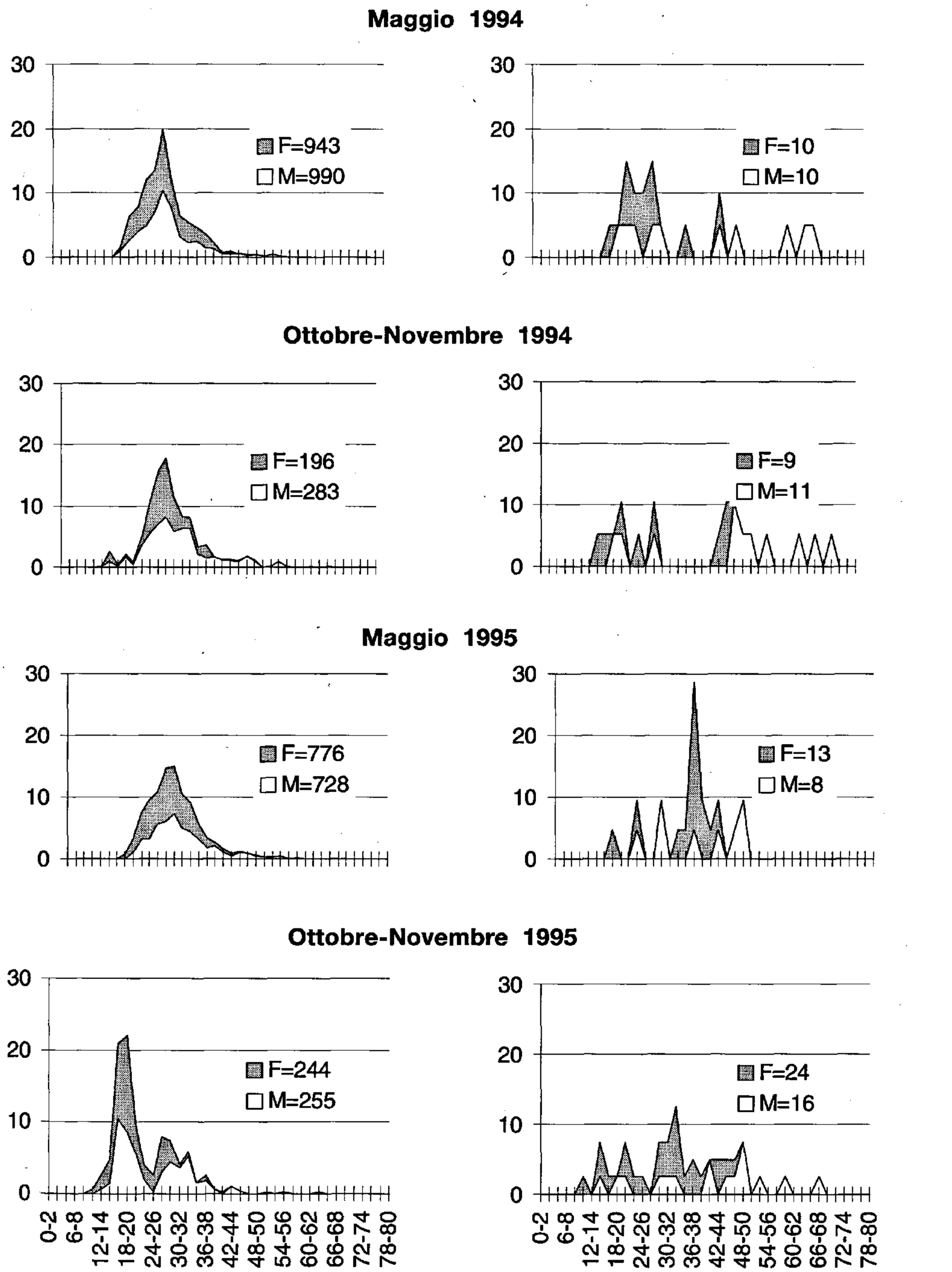


Fig. 1 - Distribuzione lunghezza-frequenza di *Nephrops norvegicus* rinvenuto nel settore salentino e calabro del Mar Ionio nel periodo 1991-1995.

Length-frequency distribution of *Nephrops norvegicus* from the Apulia and Calabria sectors of the Ionian Sea during 1991-1995.

distribuzioni lunghezza-frequenza utilizzando, con il programma LFSA, il metodo Bhattacharya e l'analisi delle progressioni modali (Sparre, 1987). Il fitting sull'analisi delle distribuzioni è stato fatto con il test χ^2 soltanto per le prime due componenti più numerose e considerando un indice di separazione maggiore di 2. Estendendo il test χ^2 a tutte le componenti le differenze tra le distribuzioni osservate e quelle attese sono risultate sempre significative.

Il valore del t_0 è stato stimato mediante la formula di Pauly (1983).

Risultati

Sono stati rinvenuti 9380 esemplari di *Nephrops norvegicus* a partire da 94 m fino a 680 m di profondità.

La maggiore cattura dello scampo è stata osservata nell'area salentina in entrambi i periodi di indagine (5702 individui in primavera e 3202 in autunno rispetto ai 205 in primavera e 271 in autunno nell'area calabra). In tale area *Nephrops norvegicus* è stato rinvenuto soprattutto su fondi epibatiali (200-450 m) (72,7% in primavera e 68,3% in autunno) mentre nell'area calabra oltre i 450 m (89% in primavera e 80,8% in autunno).

Nelle due aree, le distribuzioni lunghezza-frequenza di entrambi i sessi hanno evidenziato la presenza di piccoli individui (LC_∞ 20 mm) in ogni periodo d'indagine e soprattutto in autunno. In particolare, nell'area salentina la percentuale di individui con LC_∞ 20 mm è risultata 6,61% in primavera e 29,61% in autunno, nell'area calabra 0,98% in primavera e 8,12% in autunno.

Nell'area calabra, nel contesto di un minor numero di individui, è stata osservata una maggiore frazione percentuale di adulti (Fig. 1). Il più piccolo esemplare, in entrambi i sessi misurava 11 mm LC, mentre le lunghezze massime osservate sono state rispettivamente di 48 mm LC nelle femmine e 79 mm LC nei maschi.

Il rapporto tra i sessi si è mantenuto all'incirca intorno al valore teorico di 1:1, ad eccezione di alcune campagne quali Maggio 1993 e Ottobre-Novembre 1994 nell'area salentina, Ottobre-Novembre 1991 e 1995 nell'area calabra.

I parametri di crescita dell'equazione di von Bertalanffy con il relativo intervallo di confidenza sono riportati in Tab.1.

Tab. 1 - Parametri di crescita di *Nephrops norvegicus* nel Mar Ionio.
Growth parameters of *Nephrops norvegicus* from the Ionian Sea.

Sesso	LC_∞ (mm)	Int. conf.	k (anno)	Int. conf.	t_0(anno)
Femmine	58,80	45,21-72,40	0,249	0,156-0,343	-0,558
Maschi	79,75	70,80-88,69	0,202	0,155-0,250	-0,639

Discussione e Conclusioni

Le differenze osservate per quanto riguarda l'abbondanza e la distribuzione di *Nephrops norvegicus* nelle due aree ioniche possono essere imputate ad una differente geomorfologia dei fondali per cui l'area salentina ripropone la situazione adriatica in cui la specie ha una distribuzione più superficiale (Froglia e Gramitto, 1981; Gramitto e Froglia, 1982) diversa da quella calabra caratterizzata da una stretta piattaforma continentale degradante bruscamente nel batiale

(D'Onghia *et al.*, in press). L'analisi delle distribuzioni lunghezza-frequenza, ottenute tramite i trawl survey, ha fornito in via del tutto preliminare dei parametri che confermano la longevità di questa specie (Castro, 1992; Mytilineou e Sardà, 1995), e descrivono un accrescimento più rapido di quello osservato da Froglia e Gramitto (1988) in Adriatico e in accordo a quanto proposto recentemente da Abella e Righini (1995) per il Mar Ligure meridionale.

Bibliografia

ABELLA A., RIGHINI P. (1995) - Valutazione di *Nephrops norvegicus* nel batiale del Mar Ligure meridionale. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 233-238.

CASTRO M. (1992) - A methodology for obtaining information on the age structure and growth rates of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.) (Decapoda, Nephropoidea). *Crustaceana*, **63** (1): 29-43.

D'ONGHIA G., MAIORANO P, BASANISI M., UNGARO N., MARSAN R., OSMANI K. (in press) - Preliminary geographic characterization of the catch of *Aristeus antennatus*, *Aristaeomorpha foliacea*, *Parapenaeus longirostris* and *Nephrops norvegicus* from the middle-eastern Mediterranean Sea. *FAO GFCM Cipro, 1996.*

FARMER A.S. (1975) - Synopsis of biological data on the Norway lobster *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *FAO Fish. Synop.*, **112**: 97 pp.

FROGLIA C., GRAMITTO M.E. (1981) - Summary of biological parameters on the Norway lobster *Nephrops norvegicus* (L.) in the Adriatic. *FAO Fish. Rep.*, **253**: 165-178.

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. (1982) - Alcuni aspetti biologici e gestionali della pesca a strascico sui "fondi a scampi" dell'Adriatico. *Atti del Conv. delle Unità Operative afferenti ai sottoprogetti Risorse Biologiche e Inquinamento Marino, Roma 10/11 Novembre 1981.*

PAULY D. (1983) - Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **234**: 52 pp.

MYTILINEOU C., SARDÀ F. (1995) - Age and growth of *Nephrops norvegicus* in the Catalan Sea, using length-frequency analysis. *Fisheries Research*, **23**: 283-299.

SPARRE P. (1987) - Computer programms for fish stock assessment. FAO *Fish. Tech. Pap.*, **101**, suppl. 2: 218 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 734-737

M. ZAZZETTA

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata
Piazzale Mascagni, 1 - 57100 Livorno, Italia.

PRESENZA ESTIVA DEI CETACEI NELLE ACQUE DELL'ARCIPELAGO TOSCANO E DELLA CORSICA

CETACEAN SUMMER SIGHTINGS AROUND TUSCAN ARCHIPELAGO AND CORSICA ISLAND

Abstract

A sighting survey was carried out during summer 1993 in coastal and offshore water of tuscan Archipelago and Corsica Island. Five species of cetaceans were observed: Tursiops truncatus, Stenella coeruleoalba, Delphinus delphis, Balaenopthera physalus *and* Physeter macrocephalus.

Key-words: Cetacea, western Mediterranean, coastal waters.

Introduzione

Le diverse specie di cetacei che vivono nel Mediterraneo centrale trovano, nella regione settentrionale, un ambiente particolarmente adatto, in virtù delle caratteristiche ecologiche ed oceanografiche dell'area in questione (Orsi-Relini *et al.*, 1992). Nell'ambiente pelagico del bacino corso-ligure-provenzale la cetofauna è stata oggetto di studio da parte di diversi Autori, tra i quali Giordano (1990), Orsi Relini *et al.* (1992), Nobarbatolo di Sciara *et al.* (1993), Nobarbatolo di Sciara (1994) e Forcada *et al.* (1995).

Nella presente ricerca è stata invece studiata la presenza di cetacei nell'Arcipelago Toscano e nel versante settentrionale della Corsica, sia nelle acque neritiche sia in quelle oceaniche. Questa zona del Mediterraneo compresa tra mare di Corsica, mar Ligure e Tirreno settentrionale, non è stata intensamente studiata nel passato (Cagnolaro *et al.*, 1983; Notarbartolo di Sciara *et al.*, 1993), in particolare per quanto riguarda le acque neritiche.

Materiali e metodi

La campagna di avvistamenti è stata condotta nell'estate 1993, dal 26 giugno al 10 settembre, a bordo di tre imbarcazioni a vela di lunghezza compresa tra 10 e 12 metri. L'itinerario seguito ha toccato le isole di Capraia, Elba, Giglio e Giannutri nell'Arcipelago Toscano, e la Corsica, limitatamente al tratto settentrionale compreso tra le città di Bastia e Calvì (Fig.1), per un totale di 1420 miglia nautiche e 412 ore di navigazione. Ogni singolo transetto è stato ripercorso almeno una volta durante la campagna. Durante la navigazione, secondo turni prestabiliti, una coppia di osservatori addestrati era disposta su ciascun lato delle imbarcazioni.

Gli avvistamenti sono stati effettuati in condizioni di mare calmo o poco mosso (non superiore al grado 2 della scala di Douglas), tra le ore 05.30 e le 19.45. I parametri rilevati sono elencati nella tabella in figura 2. Sulla base delle coordinate rilevate sul punto di primo avvistamento è stata stimata la distanza

dalla costa più vicina e la profondità, distinguendo 5 fasce batimetriche: 1 (<50 m); 2 (51-100 m); 3 (101-200 m); 4 (201-500 m); 5 (501-1000 m). I dati di abbondanza, profondità e distanza dalla costa per ciascun avvistamento sono stati analizzati con il metodo di agglomerazione gerarchica (*cluster analysis*) sulla base del legame medio tra gruppi. La misura di similarità tra campioni è stata calcolata con l'indice di Bray-Curtis (Bray e Curtis, 1957).

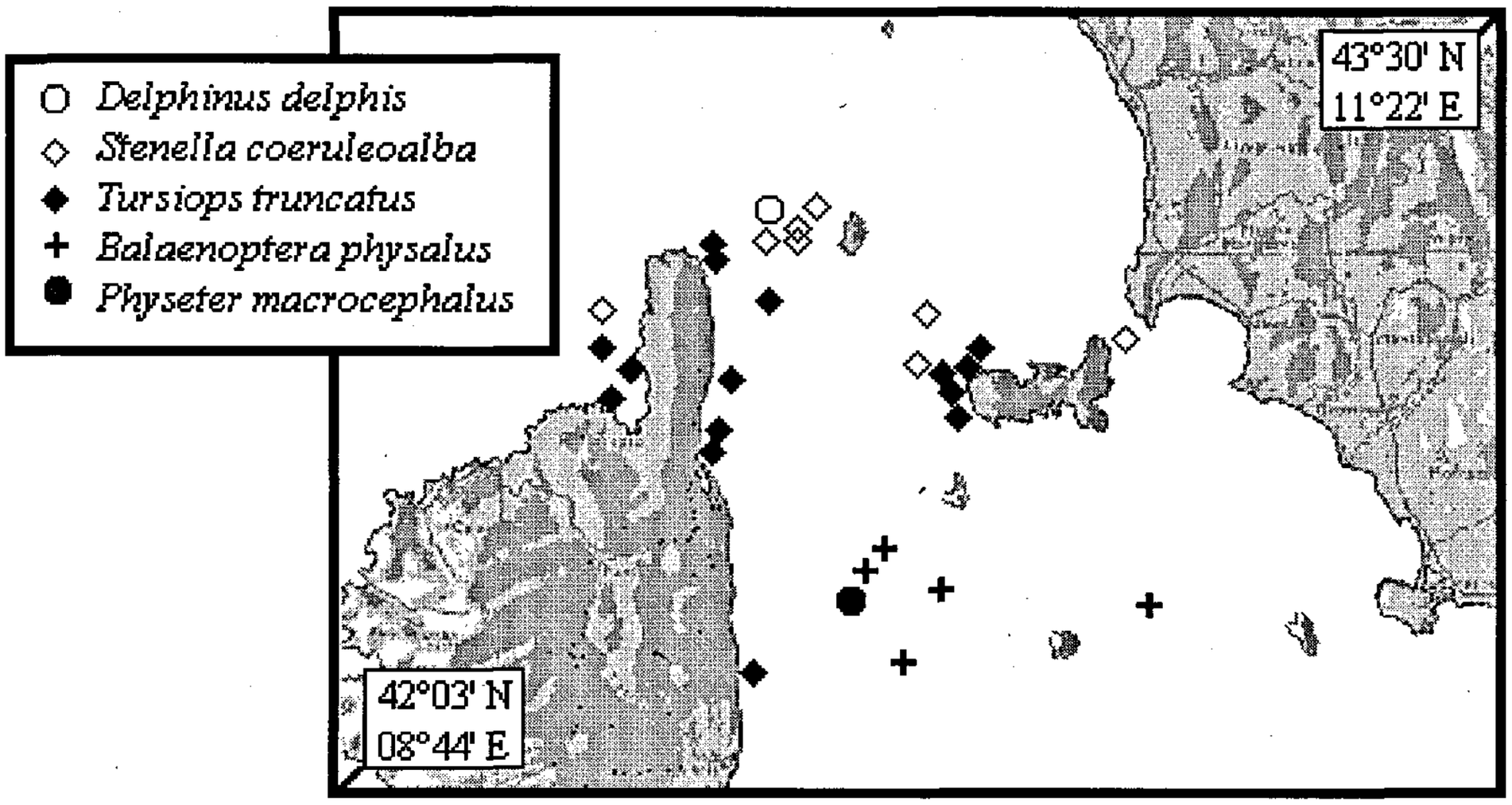


Fig. 1 - Area di studio e avvistamenti effettuati.
Study area and cetaceans sighted.

Risultati

Sono stati osservati in totale 224 cetacei, in 30 distinti avvistamenti (Fig.1) appartenenti alle specie: *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833), *Delphinus delphis* Linnaeus, 1758, *Balaenopthera physalus* (Linnaeus, 1758) e *Physeter macrocephalus* Linnaeus, 1758. La durata del contatto con gli esemplari avvistati è stata compresa tra 5 e 90 minuti e in ripetute occasioni sono stati osservati dei piccoli (Fig.2). Tursiopi e stenelle sono le specie più frequenti (rispettivamente 50% e 26,7% degli avvistamenti) e mostrano una diversa distribuzione spaziale, con la prima specie comune in prossimità della costa (nel 66,7% dei casi entro 2 miglia di distanza) e la seconda più frequente al largo (nell'87,5% dei casi oltre le 2 miglia dalla costa). Le due specie hanno mostrato anche un diverso comportamento all'approssimarsi delle imbarcazioni: le stenelle rimanevano vicine per l'intero periodo di contatto, mentre i tursiopi si mantenevano in prossimità della barca per alcuni minuti, per poi immergersi e ricomparire a circa 500 metri di distanza, ripetendo questo comportamento per l'intero periodo di avvistamento. Mentre i grandi cetacei sono stati avvistati quasi sempre con individui isolati, tursiopi e stenelle, specie tipicamente gregarie, sono stati osservati in gruppi variabili da 3 a 20 esemplari. Sebbene la dimensione dei gruppi vari da un avvistamento all'altro, quelli di stenelle sono risultati mediamente più numerosi (N=11±5,9 dev.std.) rispetto ai tursiopi (N=7,5±2,7 dev.

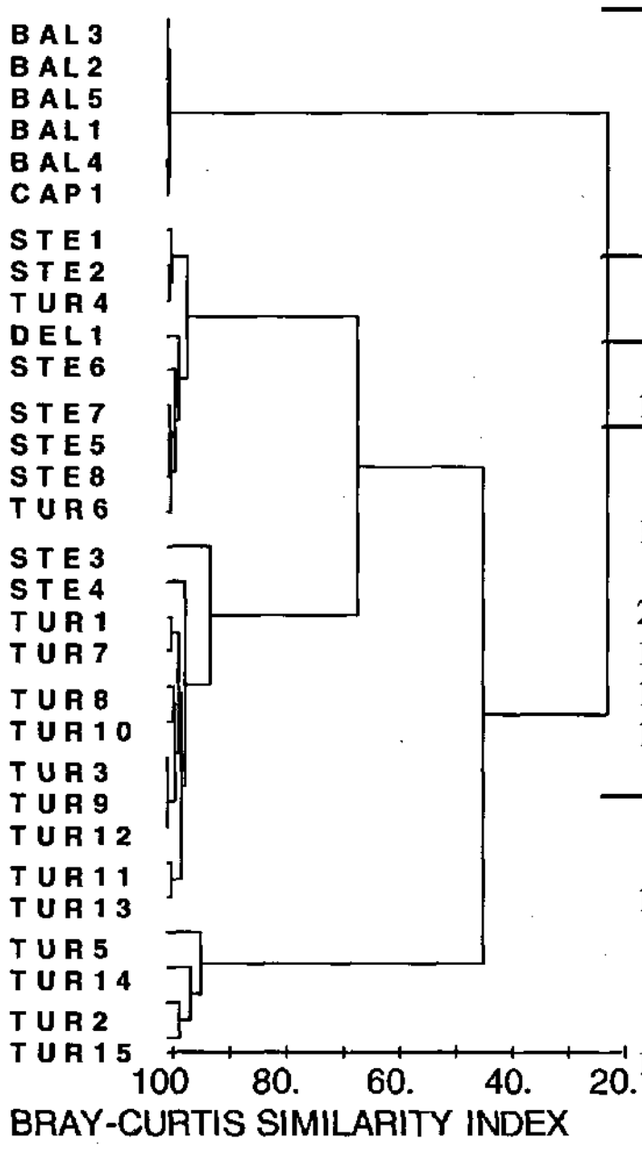
std.). Con l'ausilio di tecniche di foto identificazione si è constatato che due gruppi di tursiopi sono stati riavvistati nello stesso tratto di mare dove erano stati osservati per la prima volta.

Da segnalare infine l'avvistamento di un branco di delfini comuni, specie poco frequente nel Mediterraneo centrale (Giordano 1990; Cagnolaro e Notarbartolo di Sciara, 1992; Notarbartolo di Sciara *et al.*, 1993; Notarbartolo di Sciara, 1994).

L'analisi dei cluster (Fig. 2) distingue al 23% di similarità due gruppi di campioni, uno costituito dai grandi cetacei (balenottera e capodoglio) e uno da tursiopi e stenelle.

Quest'ultimo gruppo viene suddiviso in tre ulteriori raggruppamenti tra il 45 e il 70% di similarità: il primo è costituito da tursiopi avvistati in acque poco profonde (strato 1), il secondo è formato prevalentemente da stenelle e il terzo da tursiopi.

Fig. 2 - A sinistra, dendrogramma ottenuto dall'analisi dei cluster con i dati di abbondanza, profondità e distanza dalla costa, inclusi nella tabella degli avvistamenti (a destra). On the left, cluster analysis dendrogram computed by specific abundance, depth and distance from the coast data, showed in the table on the right.



Abbondanza adulti	piccoli	Area geografica	Data	Ora	Distanza costa (NM)	Fascia batimetrica (m)	Durata contatto (min.)	Aggregazione esemplari	Codice avvistamento
			Balaenopthera physalus - BALENOTTERA COMUNE						
2	-	Tirr. sett.	05ago	14.45	14	5	15	disperso	bal1
1	-	Tirr. sett.	20ago	09.45	15	5	60	isolato	bal2
1	-	Tirr. sett.	21ago	10.00	10	5	90	isolato	bal3
1	-	Ligure	21ago	19.45	13,5	5	35	isolato	bal4
1	1	Tirr. sett.	23ago	10.02	17	5	88	isolato	bal5
			Physeter macrocephalus - CAPODOGLIO						
1	-	Tirr. sett.	21ago	9.30	10	5	10	isolato	cap1
			Delphinus delphis - DELFINO COMUNE						
15	-	Ligure	15lug	13.40	10	3	30	compatto	del1
			Stenella coeruleoalba - STENELLA						
5	1	Ligure	19lug	13.00	8	3	40	compatto	ste1
15	-	Ligure	29lug	13.00	6	3	45	compatto	ste2
3	1	Corsica	21ago	14.40	3	2	5	disperso	ste3
20	-	Tirr. sett.	29ago	05.30	3	2	15	compatto	ste4
12	-	Ligure	18ago	15.20	4	3	20	disperso	ste5
14	-	Ligure	03ago	14.00	5	3	5	compatto	ste6
15	-	Ligure	18ago	11.58	5	3	9	compatto	ste7
6	-	Ligure	08set	11.42	6	3	2	disperso	ste8
			Tursiops truncatus - TURSIOPE						
7	1	Ligure	17ago	11.55	2	2	60	compatto	tur1
10	1	Ligure	29lug	11.10	2	1	50	disperso	tur2
7	1	Tirr. sett.	19lug	14.00	4	2	60	disperso	tur3
6	-	Ligure	05ago	17.00	8	3	5	disperso	tur4
7	-	Ligure	29lug	16.30	2	1	5	compatto	tur5
15	2	Corsica	28lug	12.15	3	3	15	disperso	tur6
5	1	Corsica	28lug	09.30	1	2	45	disperso	tur7
8	-	Ligure	19lug	10.13	3	2	50	compatto	tur8
5	-	Tirr. sett.	29lug	14.55	2	2	20	compatto	tur9
4	-	Ligure	23lug	12.30	2	2	30	compatto	tur10
8	-	Ligure	22lug	13.00	3	2	40	compatto	tur11
10	2	Corsica	09ago	12.20	2	2	60	compatto	tur12
7	-	Ligure	17ago	12.15	2	2	20	compatto	tur13
6	1	Tirr. sett.	21ago	06.00	1	1	60	compatto	tur14
7	2	Ligure	07set	11.00	0,5	1	30	compatto	tur15

Discussione e conclusioni

La diversa distribuzione spaziale tra *T. truncatus* e *S. coeruleoalba* è nota (Giordano, 1990; Cagnolaro e Notarbartolo di Sciara, 1992; Notarbartolo di Sciara *et al.*, 1993) e trova conferma anche nei risultati di questo studio. I tursiopi sono più frequenti nelle acque costiere e alcuni gruppi sembrano più o meno stanziali, almeno nell'intervallo di tempo considerato.

Le stenelle sono invece frequenti in acque più profonde, lontano dalla costa, pur spingendosi occasionalmente anche in acque più costiere (Notarbartolo di Sciara *et al.*, 1993; Notarbartolo di Sciara, 1994). La dimensione media dei gruppi di stenelle e di tursiopi è diversa (N=11 e N=7,5), come riportato anche da Notarbartolo di Sciara *et al.* (1993) per il mar Ligure (rispettivamente N=16,7 e N=6,6). Le due specie differiscono anche per il comportamento assunto durante gli avvistamenti. I grandi cetacei, *B. physalus* e *P. macrocephalus*, sono stati osservati solo nel Tirreno settentrionale, nelle zone più profonde dell'area di studio, a grande distanza dalla costa, confermando le abitudini pelagiche delle specie (Giordano, 1990; Orsi Relini *et al.*, 1992; Notarbartolo di Sciara *et al.*, 1993; Notarbartolo di Sciara, 1994; Forcada *et al.*, 1995).

Ringraziamenti

Ringrazio il dottor Franco Biagi dell'Università di Pisa per la revisione critica di questo lavoro. Il presente studio è stato condotto nell'ambito dei campi naturalistici estivi del W.W.F., cui va un particolare ringraziamento.

Bibliografia

BRAY J.R., CURTIS J.T. (1957) – An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.*, **27**: 325-349.

CAGNOLARO L., DI NATALE A., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (1983) – *Cetacei. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane.* AQ/1/224, 9. CNR, Roma. 186 p.

CAGNOLARO L., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (1992) – Attività di ricerca sui cetacei e loro status di conservazione in Italia. *Boll. Mus. Ist. biol. Univ. Genova*, **56-57**: 53-85.

FORCADA J., NOTARBARTOLO DI SCIARA G., FABBRI F. (1995) - Abundance of fin whales and striped dolphins summering in the Corso-Ligurian Basin. *Mammalia*, **59** (1): 127-140.

GIORDANO A. (1990) - Presenza e distribuzione dei cetacei nel Mediterraneo N-Occ. *Oebalia suppl.*, **16** (2): 679-681.

NOTARBARTOLO DI SCIARA G., VENTURINO M.C., ZANARDELLI M., BEARZI G., BORSANI F.J., CAVALLONI B. (1993) - Cetaceans in the central Mediterranean Sea: distribution and sighting frequencies. *Boll. Zool.*, **60**: 131-138.

NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (1994) - La cetofauna del bacino corso-ligure provenzale: rassegna delle attuali conoscenze. *Biol. Mar. Medit.*, **1** (1): 95-98.

ORSI-RELINI L., RELINI G., CIMA C., FIORENTINO F., PALANDRI G., RELINI M., TORCHIA G. (1992) - Una zona di tutela biologica ed un parco pelagico per i cetacei del Mar Ligure. *Boll. Mus. Ist. biol. Univ. Genova*, **56-57**: 247-281.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 738-740

M. Campolmi, G. Costanzo, N. Crescenti, L. Gugliemo, G. Zagami, A. Mazzola*

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.
*Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo, Italia.

PRIMA SEGNALAZIONE IN MEDITERRANEO DI SPECIE DI COPEPODI CALANOIDI IPERBENTONICI

FIRST RECORD OF HYPERBENTHIC CALANOID COPEPODS IN THE MEDITERRANEAN SEA

Abstract

Some hyperbenthic copepods, one species of Metacalanus *and one of* Stephos, *were recorded from shallow waters (at depths of 0,5 to 6 m) along the Western coast of Sicily. Samples were collected above a sandy muddy bottom using a plankton net (125 (m mesh size). This is the first record of the genus Metacalanus and of a species of* Stephos *in the Mediterranean Sea.*

Key-words: First record, Copepoda, Calanoida, Mediterranean Sea.

Introduzione

Sebbene i Copepodi Calanoidi siano per la maggior parte pelagici, un numero considerevole di specie vive in prossimità del fondo a differenti profondità. Esse, probabilmente, svolgono un importante ruolo ecologico nella zona di transizione tra il dominio pelagico e quello bentonico (Ohtsuka, 1984). Tra queste, vi sono anche gran parte delle specie delle famiglie Arietellidae e Stephidae definite come forme iperbentoniche. A causa della mancanza di uno specifico sforzo di campionamento nello strato iperbentonico, queste specie rimangono tutt'oggi poco studiate. Nel presente lavoro viene segnalata, per la prima volta in Mediterraneo, la presenza di esemplari del genere *Metacalanus* Cleve, 1901 (Copepoda, Calanoida, Arietellidae) e di esemplari di una specie del genere *Stephos* Scott, 1892 (Copepoda, Calanoida, Stephidae).

Materiali e metodi

Entrambe le specie sono state rinvenute nelle acque costiere della Sicilia occidentale, nella zona di mare antistante lo Stagnone di Marsala (37°52'N, 12°28'E) ad una profondità di 5-6 m e nell'area interna del bacino (profondità media 1 m). Le pescate, effettuate con un retino con vuoto di maglia di 125 μm, sono state di tipo orizzontale e hanno interessato lo strato d'acqua compreso tra la superficie e la profondità di circa 1- 1,5 m.

Risultati e discussione

Metacalanus (Fig. 1a, b)

Sono stati rinvenuti esemplari sia di sesso femminile che maschile e copepoditi (IV-V stadio) (rispettivamente 2,2, 0,7 e 1,6 ind./m^3).

Lunghezza totale: 0,67 mm la femmina; 0,55 mm il maschio.

I ritrovamenti sono avvenuti nel dicembre 1995 e a giugno, luglio, settembre, ottobre e dicembre 1996.

Gli esemplari sono simili a quelli di *M. acutioperculum* Ohtsuka, 1984 pur presentando alcune caratteristiche leggermente differenti (principalmente nella struttura del quinto paio di piedi del maschio) che saranno esaminate per un ulteriore confronto sistematico.

Il genere *Metacalanus*, tipico di acque poco profonde (iperbentonico, epipelagico e di grotta), appartiene agli Arietellidae Sars 1902, famiglia tra le più primitive dei Calanoidi (Ohtsuka *et al.*, 1994). Il genere *Metacalanus* è probabilmente carnivoro, essendo caratterizzato da parti boccali con poche setole e nel complesso più semplici, e dalla lama masticatrice della mandibola con denti molto appuntiti (Anraku e Omori, 1963).

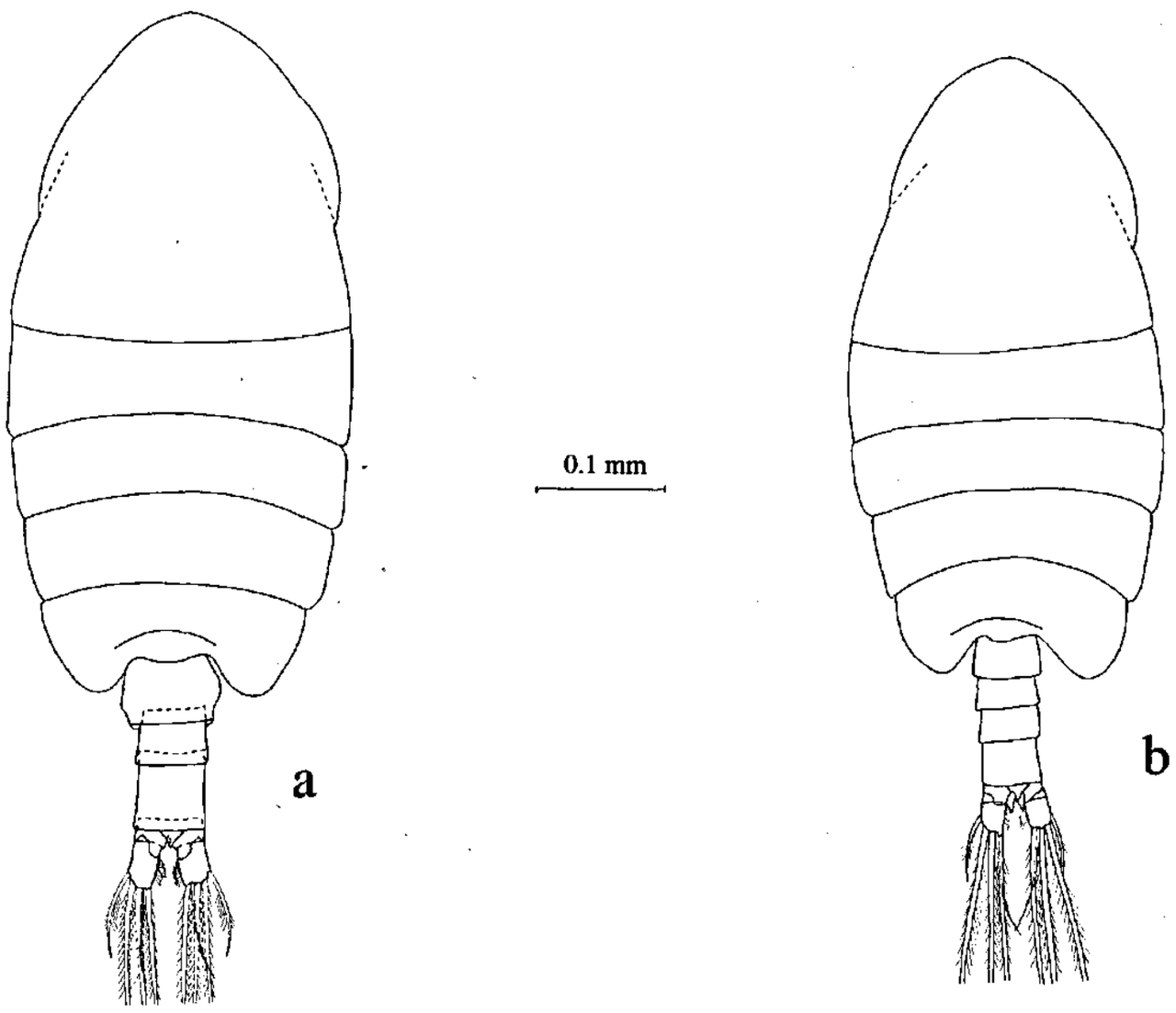


Fig. 1a, b - *Metacalanus* sp., veduta dorsale: (a) femmina; (b) maschio.
Metacalanus sp., dorsal view: (a) female; (b) male.

Stephos (Fig. 2a, b)

Esemplari del genere *Stephos* (femmine, maschi e copepoditi, rispettivamente 0,7, 0,6 e 1,9 ind./m^3) sono stati trovati a dicembre 1995 e in aprile, maggio, ottobre e dicembre 1996.

Lunghezza totale: 0,86 mm la femmina; 0,78 mm il maschio.

Gli esemplari ritrovati presentano un certo grado di somiglianza nella struttura del quinto paio di piedi del maschio con *S. fultoni* Scott, 1898, pur differendone nettamente per la forma del P5 della femmina. Si sta verificando, quindi, se si tratta di una nuova specie. Il genere *Stephos* appartiene alla famiglia Stephidae Sars, 1902 e comprende 25 specie, generalmente di piccola taglia, distribuite in un ampio range latitudinale, dall'artico alle zone tropicali e temperate. Per il Mediterraneo sono state finora segnalate soltanto 4 specie: *S. gyrans* Giesbrecht, 1892, *S. margalefi* Riera *et al.*, 1991, *S. balearensis* Carola e Razouls,

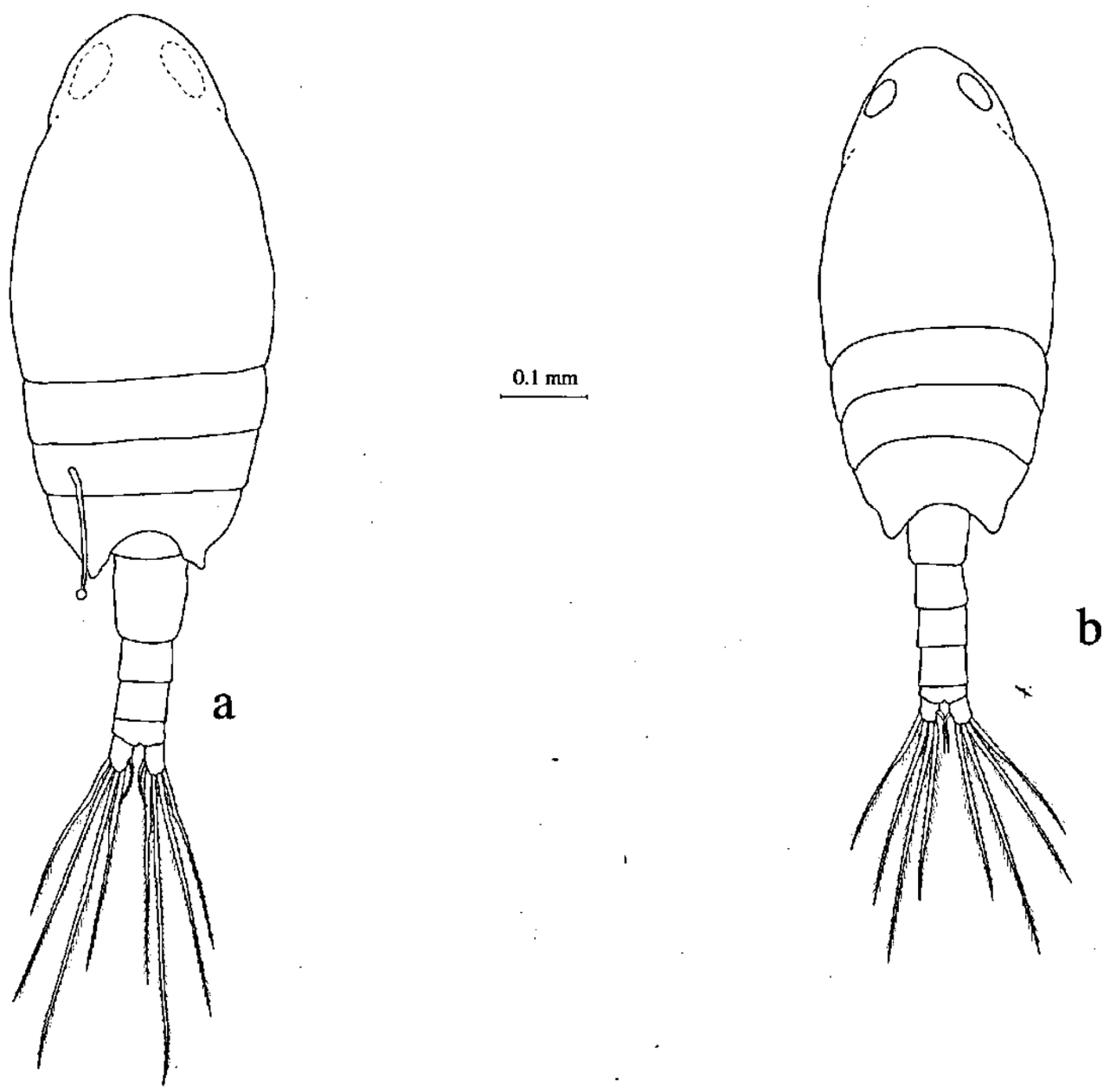


Fig. 2a, b - *Stephos* sp., veduta dorsale: (a) femmina; (b) maschio.
Stephos sp., dorsal view: (a) female; (b) male.

1995 e *S. scotti* Sars, 1902, quest'ultima specie, scoperta nel Mare del Nord, è stata segnalata nell'Adriatico meridionale da Hajdëri (1996). Le specie del genere *Stephos*, generalmente iperbentoniche, vivono in acque costiere poco profonde, alcune colonizzano habitat particolari come le grotte marine e si comportano da onnivori (Strömgren, 1969) o sospensivori-detritivori (Riera *et al.*, 1991).

Bibliografia

ANRAKU M., OMORI M. (1963) - Preliminary survey of the relationship between the feeding habit and the mouthparts of marine copepods. *Limnol. Oceanogr.*, **8**: 116-126.

HAJDËRI E. (1996) – Metalli pesanti nello zooplancton del litorale di Bari. Copepodi di acque epipelagiche nell'Adriatico meridionale: struttura, distribuzione e dinamica stagionale. *Tesi di dottorato*, Università di Bari.

OHTSUKA S. (1984) - Calanoid copepods collected from the near-bottom in Tanabe Bay on the Pacific coast of the Middle Honshu, Japan. I. Arietellidae. *Publ. Seto Mar. Lab.*, **29**: 359-365.

OHTSUKA S., BOXSHALL G.A., ROE H.S.J. (1994) - Phylogenetic relationship between arietellid genera (Copepoda: Calanoida), with the establishment of three new genera. *Bull. nat. His. Mus.. Lond. (Zool.)*, **60**: 105-172.

RIERA T., VIVES F., GILI J.M. (1991) - *Stephos margalefi* sp. nov. (Copepoda: Calanoida) from a submarine cave of Majorca Island (Western Mediterranean). *Oecol. Aquat.*, **10**: 317-323.

STRÖMGREN T. (1969) - A new species of Stephos (Copepoda Calanoida) from the Norwegian west coast. *Sarsia*, **37**: 1-8.

Lavoro effettuato con finanziamento M.U.R.S.T. 60%

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 741-744

M. CAMPOLMI, G. ZAGAMI, L. GUGLIELMO

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.

PRIME OSSERVAZIONI SULLE VARIAZIONI SPAZIO-TEMPORALI DELLO ZOOPLANCTON NELLO STAGNONE DI MARSALA (SICILIA OCCIDENTALE)

FIRST NOTES ON ZOOPLANKTON SPACE-TIME DISTRIBUTION IN A SHALLOW COASTAL AREA (WESTERN SICILY)

Abstract

The zooplankton structure and distribution (from November to May) in a shallow coastal environment (Stagnone di Marsala, Western Sicily) are described. A sharp quali-quantitative gradient is evident from the inner confined area (dominated by Copepoda Harpacticoida) towards the sea (dominated by Copepoda Calanoida).

Key-words: Zooplankton, space-time distribution, Mediterranean Sea.

Introduzione

Nell'ambito di una ricerca interdisciplinare condotta nello Stagnone di Marsala è stato svolto uno studio sulla comunità zooplanctonica, finora scarsamente indagata. Lo zooplancton degli ambienti salmastri è generalmente caratterizzato da una ridotta diversità specifica e dalla dominanza di una o poche specie sulle altre (Colombo *et al.*, 1983-84). L'obiettivo del lavoro è stato quello di descrivere la struttura del popolamento e di analizzarne le variazioni spazio-temporali.

Materiale e metodi

Vengono riportati i dati relativi alla distribuzione del mesozooplancton durante sei mesi di campionamento (Novembre 1995-Maggio 1996). Sono state scelte 11 stazioni (Fig. 1): 6 nell'area più interna dello Stagnone (stazioni 2-7, profondità 0,5-1 m); 3 in vicinanza di una delle bocche di comunicazione col mare (stazioni 8-10, profondità 1-2,5 m) e 2 nelle acque marine antistanti (stazioni 1 e 11, profondità 5-6 m). I prelievi sono stati effettuati con un retino (vuoto di maglia di 125 µm), dotato di flussimetro (Hydro-bios). Le pescate, di tipo orizzontale, hanno interessato lo strato d'acqua compreso tra la superficie e la profondità di circa 1-1,5 m. Contemporaneamente sono stati rilevati i valori di temperatura e salinità. I campioni di zooplancton sono stati fissati in formalina al 4%. I conteggi sono stati effettuati su subcampioni di volume variabile in relazione alla densità dello zooplancton.

Risultati

Parametri fisico-chimici

Le maggiori oscillazioni sia di temperatura (11,2-23,3 °C) che di salinità (32,8-39,5 psu) sono state registrate nelle stazioni più interne. Le stazioni di mare hanno

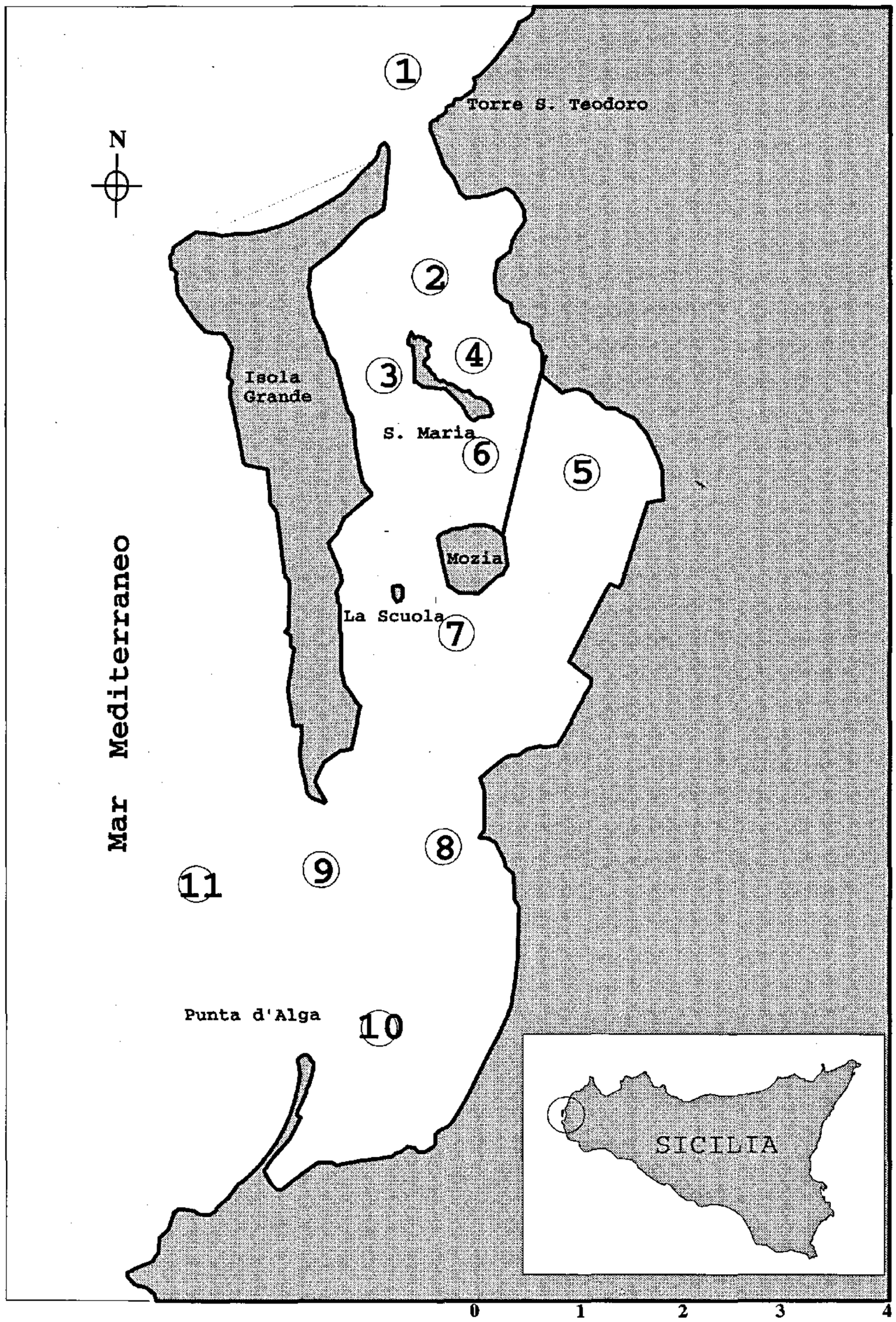
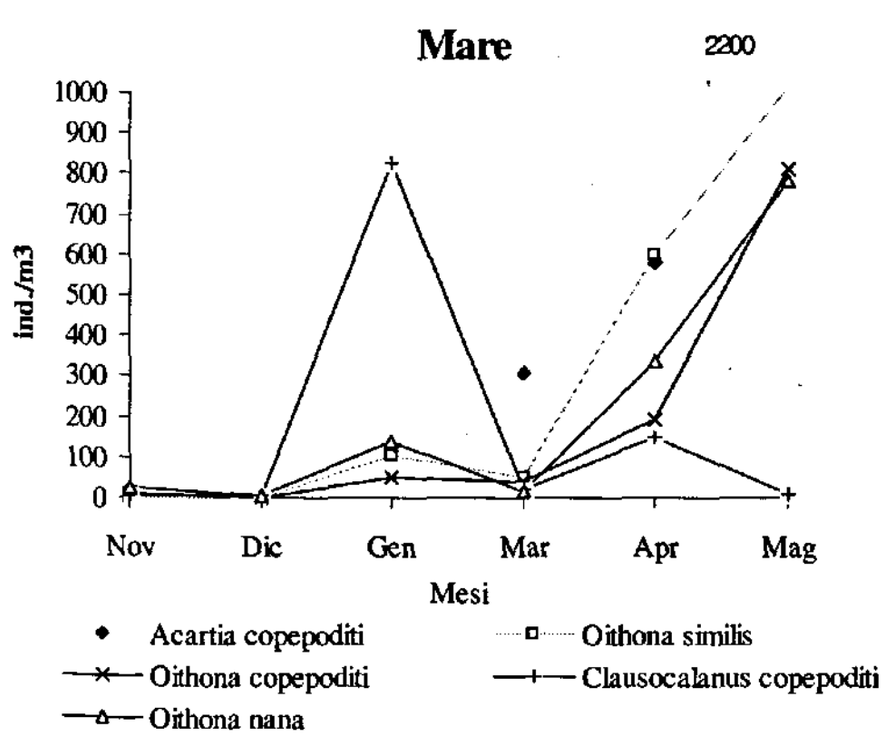


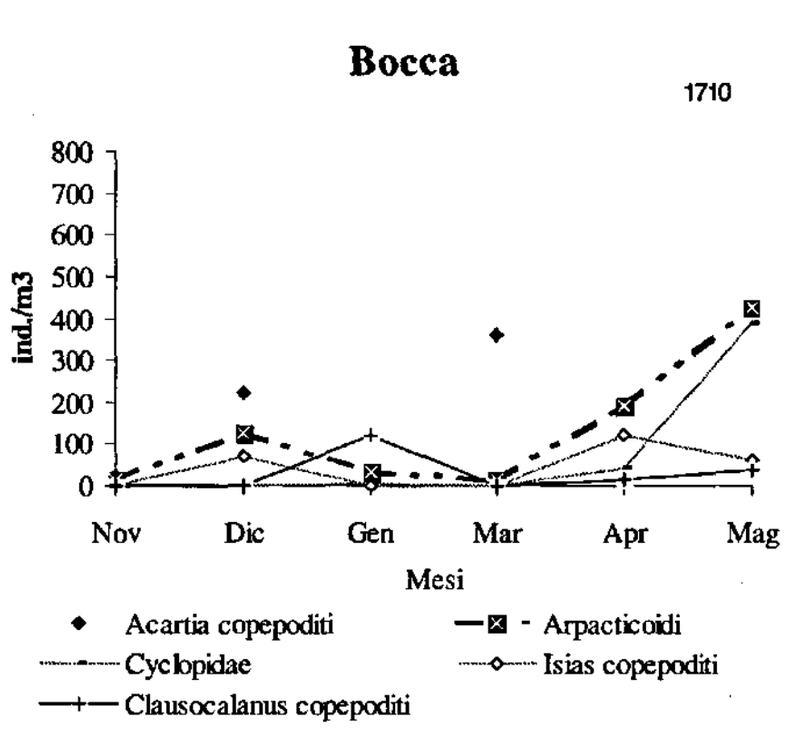
Fig. 1 - Lo Stagnone di Marsala, stazioni di campionamento.
The Stagnone di Marsala, sampling stations.

presentato un più ristretto range dei suddetti valori (14,8-18,4 °C; 35,7-38,1 psu). Nel periodo invernale è stato rilevato un netto gradiente decrescente mare-laguna dei valori di temperatura. La salinità risulta invece piuttosto omogenea nelle due aree. In primavera è stato osservato un gradiente crescente mare-laguna dei suddetti parametri, ad eccezione del mese di marzo nel quale, in seguito alle abbondanti pioggie, la salinità, in laguna, ha raggiunto i valori minimi.

Zooplancton

Il popolamento zooplanctonico, nell'intero periodo, ha presentato un netto gradiente di densità decrescente dal mare alla zona più interna dello Stagnone. Nei periodi invernale e primaverile, nelle stazioni di mare, sono stati registrati valori di densità media di 1243,7 (± 1455,2) e 3793,2 ind./m^3 (± 1994,1); nelle stazioni di bocca di 434 (± 74,7) e 2074 ind./m^3 (± 1189,7); nelle stazioni interne di 312 (± 45) e 423,9 ind./m^3 (± 187,5). I copepodi rappresentano, nell'intero periodo, il gruppo tassonomico più abbondante, costituendo in tutte e tre le aree più del 70% del popolamento, segue per importanza numerica il meroplancton (principalmente larve di policheti, gasteropódi e decapodi). Nell'area interna i gruppi "ticoplanctonici" (ostracodi, anfipodi, nematodi, tanaidacei, cumacei, misidacei, isopodi) hanno rappresentato in media il 13,5% dell'intera comunità zooplanctonica. La struttura del popolamento a copepodi è stata caratterizzata da notevoli variazioni spazio-temporali. Si riscontra inoltre una progressiva riduzione del numero delle specie di copepodi planctonici procedendo dalla zona di mare (52 specie) a quella di bocca (41 specie) e a quella lagunare (23 specie). Nelle stazioni di mare (Fig. 2), tra le forme adulte, *Oithona similis* e *O. nana* sono state le più abbondanti nell'intero periodo considerato (con valori medi invernali rispettivamente di 34 e 55 ind./m^3 e primaverili di 555 e 378 ind./m^3). Tra le forme giovanili i copepoditi di *Clausocalanus* hanno presentato un picco nel mese di gennaio (800 ind./m^3). I copepoditi di *Acartia* hanno dominato il popolamento





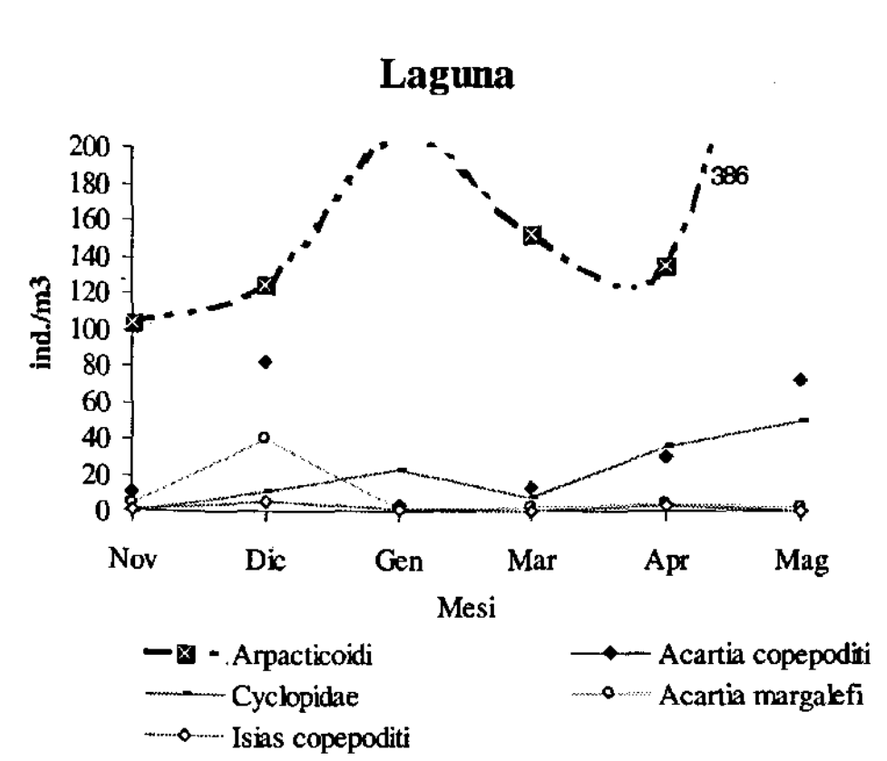


Fig. 2 - Andamento della densità media (ind./m^3 delle principali unità tassonomiche dei Copepodi.
Seasonall succession of the most abundant copepods.

primaverile nelle stazioni di mare e di bocca, presentando un progressivo incremento a partire dal mese di Marzo (sino a raggiungere i 2200 ind./m^3 nel mese di Maggio nelle stazioni di mare). Nell'area di bocca, tra le forme adulte, *O. nana* costituisce la specie più abbondante nei mesi invernali (28 ind./m^3); *Acartia margalefi* nei mesi di marzo e aprile (55 ind./m^3). Le stazioni interne sono state caratterizzate, in tutto il periodo, dalla dominanza degli arpacticoidi (principalmente Thalestridae, Tisbidae, Harpacticidae). Tra le forme costiere che riescono a penetrare nelle aree più interne, seppure con bassissime abbondanze, sono state osservate *O. nana, A. margalefi* e *Isias clavipes.*

Discussione e conclusioni

Dall'analisi dei dati emerge una netta differenza quali-quantitativa tra la comunità zooplanctonica dell'area più interna dello Stagnone e quella della zona marina antistante. L'area di bocca, notevolmente influenzata dalle acque esterne, presenta una composizione di specie più simile a quella dell'ambiente marino costiero.

Nel periodo invernale, lo zooplancton costiero è caratterizzato da basse abbondanze e da una maggiore omogeneità nei rapporti percentuali tra le specie di copepodi. Nel periodo primaverile, la maggiore abbondanza zooplanctonica è dovuta alla presenza di forme giovanili di *Acartia*. Alcune specie appartenenti a questo genere si riproducono in corrispondenza dei massimi di produzione fitoplanctonica caratterizzando l'intera comunità primaverile costiera (Scotto di Carlo *et al.*, 1985), di ambienti salmastri (Ferrari e Carrieri, 1985; Belmonte e Bianchi, 1992; Zagami e Guglielmo, 1995) ed estuarini (Alcaraz, 1983). L'area più interna dello Stagnone, nell'intero periodo, è caratterizzata da un alto tasso di fluttuazione dei parametri fisico-chimici (temperatura e salinità) piuttosto che dai loro valori assoluti, espressi dai gradienti costa-area interna. La minore stabilità ambientale di quest'area determina l'insediamento di una biocenosi zooplanctonica a bassa diversità, come riscontrato dai suddetti autori in altri ambienti salmastri ed estuarini. La struttura del popolamento a copepodi dell'area più interna dello Stagnone si differenzia però nettamente da quella nei suddetti ambienti sia per i bassi valori di abbondanza zooplanctonica che per la forte dominanza dei copepodi arpacticoidi. Un ulteriore studio sulla composizione in specie di quest'ultimo gruppo sarà indispensabile per una migliore conoscenza dei meccanismi di funzionamento e dei processi che regolano questo particolare biotopo.

Bibliografia

ALACARAZ M. (1983) - Coexistence and segregation of congeneric pelagic copepods. Spatial distribution of the *Acartia* complex in the Rìa of Vigo (NW of Spain). *J. Plankton Res*, **5**: 891-900.

BELMONTE G., BIANCHI C.N. (1992) - Zooplankton structure and distribution in a brackish-water basin. *Oebalia*, **18**: 1-15.

COLOMBO G., CECCHERELLI V.U., FERRARI I. (1983-84) - Lo zooplancton delle lagune. *Nova thalassia*, **6** (suppl.): 185-200.

FERRARI I., CARRIERI A. (1985) - Distribuzione e dinamica stagionale dei Cladoceri e dei Copepodi palnctonici della sacca di Scardovari. *Nova thalassia*, **7** (suppl. 3): 157-162.

SCOTTO DI CARLO B., TOMAS C.R., IANORA A., MARINO D., MAZZOCCHI M.G., MODIGH M., MONTRESOR M., PRETILLO L., RIBERA D'ALCALA' M., SAGGIOMO V., ZINGONE A. (1985) - Uno studio integrato dell'ecosistema pelagico costiero del Golfo di Napoli. *Nova Thalassia*, **7**: 99-128.

ZAGAMI G., GUGLIELMO L. (1995) - Distribuzione e dinamica stagionale dello zooplancton nei laghi di Faro e Ganzirri. *Biol. Mar. Medit.*, **2**: 83-88.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 745-747

E. HAJDERI

Laboratorio di Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) - 70123 Bari, Italia.

NOTA SULLA DISTRIBUZIONE DI SPECIE DELLA FAM. CALANIDAE (COPEPODA: CALANOIDA) IN ACQUE EPIPELAGICHE DELL'ADRIATICO MERIDIONALE

NOTE ON THE DISTRIBUTION OF CALANIDAE SPECIES (COPEPODA: CALANOIDA) IN EPIPELAGIC WATERS OF THE SOUTH ADRIATIC SEA

Abstract

The horizontal distribution and seasonal occurrence of Calanidae species in epipelagic waters of the Southern Adriatic Sea were analysed. Calanus helgolandicus *(66.4%) and* C. tenuicornis *(25.3%) were the most abundant species while* Nannocalanus minor *and* Neocalanus gracilis *were less abundant (4.7% and 3.6%).*

C. helgolandicus *and* C. tenuicornis *were the most abundant species in February (55% and 42%) and May (71.9% and 21.5%). Notwithstanding the decreasing of abundances observed in August and November,* C. helgolandicus *was still dominant (79.6% and 46%), followed by* N. minor *(11.1% and 30.6%).* C. helgolandicus *was mostly found in the waters at 50 and 100 m bathymetry in February and August, and in offshore waters (200 and 500 m bathymetry) in May and November.* N. minor *was abundant in offshore waters in August. The distribution of* N. minor *and* N. gracilis *was characterized by peaks of abundance in the waters of the 100 m bathymetry in February. A more abundant presence of Calanidae species was observed in the southern waters of the investigated area, toward the Otranto Channel.*

Key-words: zooplankton, copepods, Calanidae, South Adriatic Sea.

Introduzione

La Fam. Calanidae annovera specie erbivore di dimensioni relativamente grandi (1.6-12 mm) rispetto alla maggior parte dei Copepodi planctonici che vivono nel Mediterraneo. In questo lavoro, si è cercato di dare, per la prima volta riguardo le acque dell'area in esame, un quadro della presenza stagionale è della distribuzione orizzontale di specie appartenenti alla Fam. Calanidae le quali, nell'arco dell'anno, costituiscono il 2.7% dei Copepodi (Hajderi, 1996).

Materiali e metodi

I campioni di zooplancton sono stati prelevati nell'Adriatico meridionale nei mesi di febbraio, maggio, agosto e novembre 1992 in 20 stazioni situate sulle batimetriche dei 50, 100, 200 e 500 m (Hajdëri, 1996). Lo zooplancton è stato raccolto mediante pescate verticali nelle acque epipelagiche (0-50 m) utilizzando una rete "Bongo 20" (fig. 1).

Risultati e discussione

Le specie rinvenute nell'area in esame sono quattro: *Calanus helgolandicus* (66,4%), *Calanus tenuicornis* (25,3%), *Nannocalanus minor* (4,7%) e *Neocalanus gracilis* (3,6%).

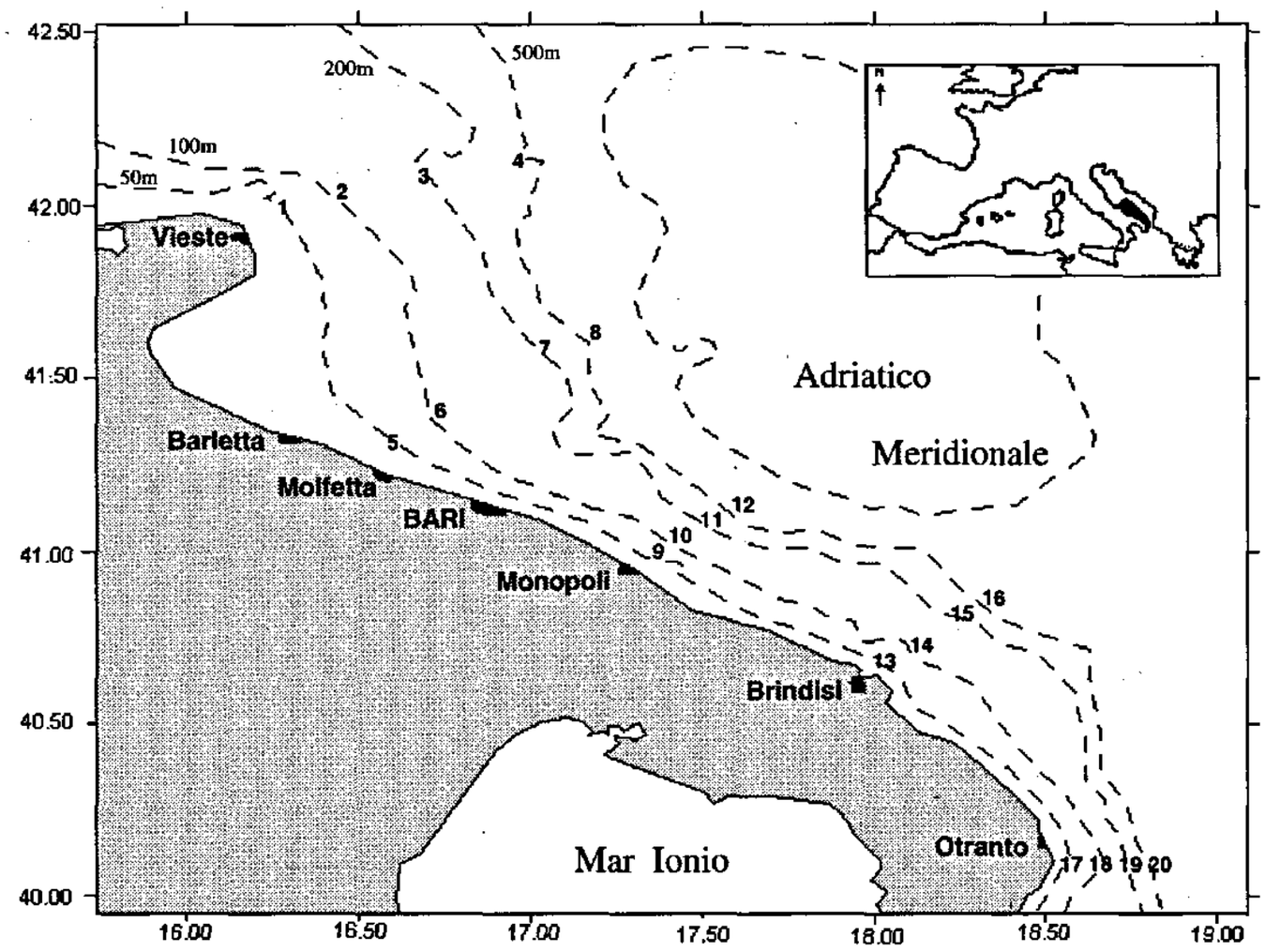


Fig. 1 - Area delle indagini e stazioni di campionamento.
Area of study and sampling stations.

In febbraio il popolamento è costituito quasi esclusivamente da *C. helgolandicus* (55%) e *C. tenuicornis* (42%) soprattutto nelle acque fino alla batimetrica dei 100 m. Trascurabili risultano invece le abbondanze di *N. minor* (1,8%) e *N. gracilis* (1,5%) che presentano una distribuzione simile che evidenzia una chiara prevalenza per le acque della batimetrica dei 100 m (fig. 2).

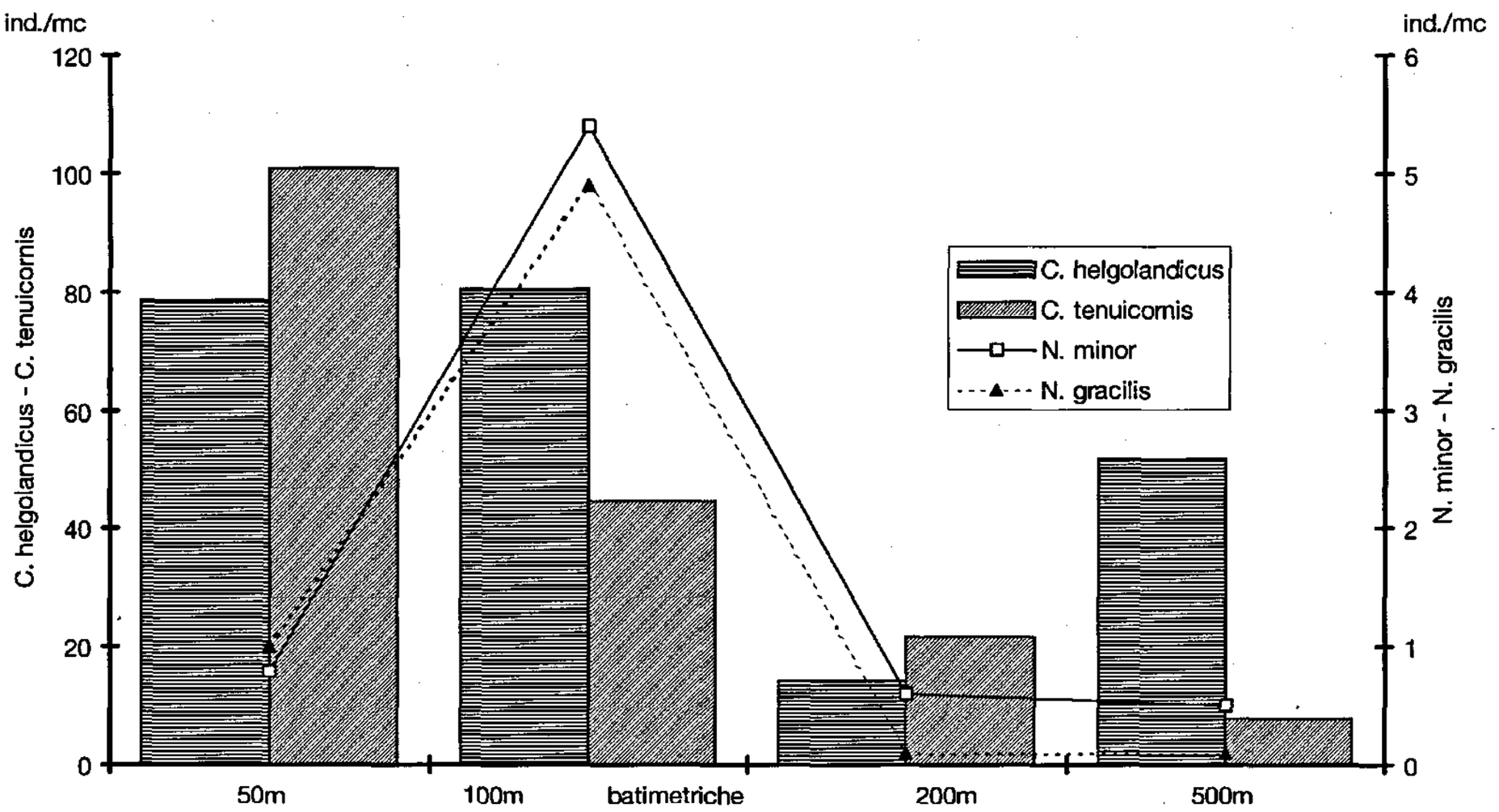


Fig. 2 - Distribuzione orizzontale delle specie in febbraio.
Horizontal distribution of species in February.

Nel mese di maggio, *C. helgolandicus* (71%; abbondanza media 29,3 ind./m^3) e *N. gracilis* (6,1%; media 2,5 ind./m^3) raggiungono i picchi numerici mentre *C. tenuicornis* si mantiene agli stessi livelli di febbraio (media 8,8 ind./m^3). È da sottolineare, nella distribuzione orizzontale, un gradiente crescente dalla costa verso il largo di *C. helgolandicus*, mentre *N. gracilis* resta localizzato nelle acque della batimetrica dei 100 m (fig. 3).

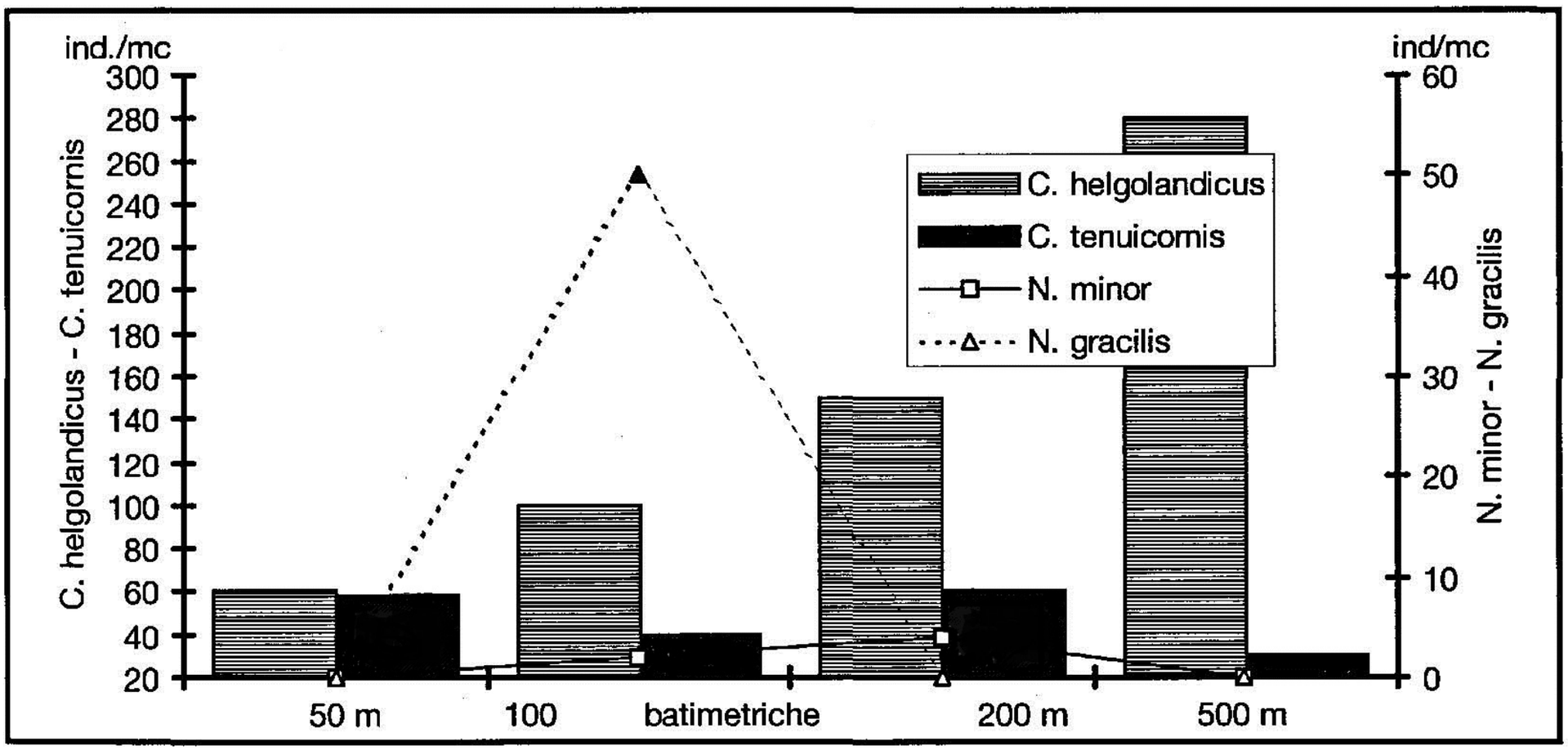


Fig. 3 - Distribuzione orizzontale delle specie in maggio.
Horizontal distribution of species in May.

Nei mesi di agosto (med. 10 ind./m^3) e novembre (med. 5 ind./m^3) il popolamento si riduce gradualmente rispetto ai mesi di febbraio (med. 21 ind./m^3 e maggio (med. 40 ind/m^3). Si distingue *N. minor* che in questi due mesi si trova soprattutto nelle acque ai limiti della piattaforma continentale. Una tale distribuzione di questa specie è già stata messa in evidenza da Hure e Scotto di Carlo (1968) per l'Adriatico meridionale e da Moraitou-Apostolopoulou (1972) per l'Egeo.

Per quanto riguarda la distribuzione latitudinale è stato notato che le specie della Fam. Calanidae, come osservato anche per l'intera comunità dei Copepodi (Hajdëri, 1996), presentano abbondanze numeriche più alte al sud, soprattutto nelle acque del Canale di Otranto.

Bibliografia

HAJDËRI E. (1996) - *Copepodi di acque epipelagiche nell'Adriatico meridionale.* Tesi di Dottorato, Università di Bari: 135 pp.

HURE J., SCOTTO DI CARLO B. (1968) - Comparazione tra lo zooplancton del Golfo di Napoli e dell'Adriatico meridionale presso Dubrovnik. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli*, **36:** 21-102.

MORAITOU-APOSTOLOPOULOU M. (1972) - Occurrence and fluctuations of the pelagic Copepods of the Aegean Sea with some notes about their ecology. *Hell. Oceanol. & Limnol.*, **11**: 325-402.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 748-749

E. HAJDERI, G. MARANO

Laboratorio di Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) - 70123 Bari, Italia.

COPEPODI PLANCTONICI DELLE ACQUE COSTIERE DI BARI

PLANKTONIC COPEPODS FROM THE COASTAL WATERS OF BARI

Abstract

The copepods represent the main and the most diversified component of the coastal mesozooplankton of Bari coastal waters. Among the 34 copepod species found, Acartia clausi *was dominant, while 8 others constituted 48% of the community.* A. clausi *was dominant also in December when high abundance of* Noctiluca scintillans *was recorded and during a bloom of the diatom* Skeletonema costatum *that occurred at the end of January. An evident decreasing of copepod abundance was also observed in this month.*

Key-words: copepods, zooplankton, Adriatic Sea.

Introduzione

Le acque costiere rappresentano un ambiente di particolare importanza in cui diversi organismi marini superano i momenti più difficili e delicati della loro vita come la deposizione, la schiusa delle uova e successivamente lo sviluppo dei primi stadi larvali. Lo sviluppo di questi ultimi dipende da diversi fattori uno dei quali è anche la disponibilità alimentare che essi trovano, cioè lo zooplancton. Tra i diversi taxa dello zooplancton, i copepodi rappresentano la fonte energetica più importante.

Materiali e metodi

Lo zooplancton è stato raccolto mensilmente nel periodo giugno 1994 - marzo 1995, fuori del porto di Bari, in una stazione posta a circa due miglia dalla costa. Per i campionamenti è stato utilizzato un retino "Bongo 20" (236 μm) effettuando delle pescate in doppio obliquo.

Risultati e discussione

I Copepodi, che nell'arco dell'anno rappresentano il 63,3% dello zooplancton, sono rappresentati da 34 specie (tab.1), raggiungendo la massima abbondanza a marzo. Le specie più importanti quantitativamente sono state *Acartia clausi* (43,8%), *Paracalanus parvus* (13,1%), *Temora stylifera* (11,6%), *Oithona similis* (8%), *Centropages typicus* (5,5%), *Clausocalanus furcatus* (4,4%), *Oncaea curta* (2,5%), *Calanus helgolandicus* (1,5%) e *Oithona plumifera* (1,4%).

Nella composizione specifica si nota che sono presenti non solo specie tipiche di acque costiere ma anche specie neritiche, la presenza delle quali è legata alla geomorfologia del bacino caratterizzata dal raggiungimento veloce della profondità in quest'area. La comunità dei Copepodi risulta più ricca rispetto alle altre aree costiere del versante occidentale dell'Alto e Medio Adriatico.

La rilevante dominanza di *A. clausi*, specie di ampia valenza ecologica, potrebbe essere dovuta oltre a questo, probabilmente anche al grado d' inquinamento di

Tab. 1 - Elenco dei Copepodi presenti nei campioni esaminati.
List of Copepods in examined species.

Calanus helgolandicus	*Acartia clausi*
Ischnocalanus tenuis	*Acartia latisetosa*
Paracalanus parvus	*Oithona similis*
Paracalanus nanus	*Oithona nana*
Pseudocalanus elongatus	*Oithona plumifera*
Clausocalanus arcuicornis	*Oithona atlantica*
Clausocalanus furcatus	*Microsetella norvegica*
Clausocalanus pergens	*Euterpina acutifrons*
Clausocalanus jobei	*Oncaea media*
Ctenocalanus vanus	*Oncaea curta*
Paraeuchaeta hebes	*Sapphirina nigromaculata*
Temora longicornis	*Sapphirina opalina*
Temora stylifera	*Sapphirina gemma*
Centropages typicus	*Corycaeus giesbrechti*
Centropages ponticus	*Corycaeus ovalis*
Isias clavipes	*Corycaeus brehmi*
Labidocera wollastoni	*Corycella rostrata*

metalli di queste acque (Hajdëri *et al.*, 1995). Questa specie continua a rimanere quantitativamente importante, insieme a *C. typicus*, anche durante l'elevata presenza del dinoflagellato *Noctiluca scintillans* in dicembre. *A. clausi* rimane, nonostante la notevole diminuizione degli altri Copepodi, la specie dominante anche durante il bloom delle Diatomee avvenuto in gennaio (Rizzi, com. pers.) e causato principalmente da *Skeletonema costatum.*

Particolare è la presenza di *Centropages ponticus*, non segnalata precedentemente in questa stazione. Secondo Kovalev (1967), questa specie si è diffusa nell'Adriatico provenendo dal Mar di Azov e dal Mar Nero.

Per quanto riguarda gli altri gruppi tassonomici dello zooplancton (Cladoceri 21,5%, Molluschi 2,9%, Tunicati 2,5%, Cnidari 1,1%, Chetognati 0,24%, meroplancton 8,7%) non ci sono importanti variazioni temporali rispetto a quanto osservato precedentemente (Marano *et al.*, 1975).

Bibliografia

HAJDERI E., STORELLI M.M., DE NATALE G., MARCOTRIGIANO G.O. (1995) - Residui di alcuni metalli in campioni di zooplancton nelle acque costiere pugliesi. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 543-544.

KOVALEV A. M. (1967) - O sistematiceskom polozenii i i rasprostranenii *Centropages kroyeri* var. *pontica* Karavajev. *Biologija i raspredeljenije juznij morej. An SSSR*: 94-99.

MARANO G., CASAVOLA N., VACCARELLA R. (1975) - Bacino portuale di Bari. 2° nota - Zooplancton. *Atti V Simposio Nazionale sulla conservazione della Natura, 22-27 Aprile, Bari,* **2**: 431-442.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 750-753

R. La Ferla, C. Bacci*, G. Chiodo, S. Parrino, A. Zoppini*

Istituto Talassografico Sperimentale, CNR, Spianata S. Raineri, 86 – 98122 Messina, Italia.
*Istituto di Ricerca Sulle Acque, CNR – Roma, Italia.

STIME DI ABBONDANZA E BIOVOLUME BATTERIOPLANCTONICO NELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE: CONFRONTO TRA AO E DAPI

ESTIMATES OF BACTERIAL ABUNDANCE AND CELL SIZE IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA: COMPARISON OF AO WITH DAPI

Abstract

Evaluations of bacterioplankton abundance and cell size, based on direct counts of cells stained with Acridine Orange (AO) and 4'-6-diamidino-2-phenylindole (DAPI), were compared. The samples were collected during June and July 1996 in the Northern Adriatic Sea. Estimates of cells ml^{-1} stained with DAPI were higher than those made using AO. Cell volumes determined by DAPI-stained cells were lower than AO-stained cells. These results can be ascribed to the differential staining of cell components by DAPI and AO as well as to their different efficiency.

Key-words: bacterioplankton abundance, bacterial cell size, AO, DAPI, Adriatic Sea.

Introduzione

L'importanza del batterioplancton nell'ecosistema marino è ormai ampiamente riconosciuta per il ruolo svolto nel ciclo della sostanza organica. Risulta quindi di estremo interesse determinarne l'entità in termini di biomassa.

Il conteggio delle cellule batterioplanctoniche al microscopio, metodo più comunemente utilizzato, può sottostimare la biomassa a causa delle diverse dimensioni che le cellule assumono in funzione della trofia dell' ecosistema. In questi casi una stima più attendibile si ottiene attraverso il calcolo del volume cellulare.

Il conteggio diretto dei batteri in epifluorescenza prevede l'impiego di fluorocromi specifici per gli acidi nucleici, come l'arancio di acridina (AO) (Hobbie *et al.*, 1977) o il 4'- 6- diamidino- 2- fenilindolo (DAPI) (Porter e Feig, 1980). Le cellule colorate con AO, in seguito ad eccitazione in luce blu, appaiono di colore rosso quando il colorante si lega in forma dimerica all'RNA e di colore giallo-verde quando il legame, in forma monomerica, interessa la doppia elica del DNA. Il DAPI, invece, si lega unicamente alla doppia elica del DNA e ne determina una fluorescenza blu in seguito ad eccitazione in luce ultravioletta.

Lo studio da noi condotto ha previsto un'indagine comparativa tra le due metodiche di colorazione al fine di apprezzare le differenze nelle stime di abbondanza e volume cellulare.

Materiali e metodi

I risultati esposti riguardano prelievi effettuati in giugno e luglio 1996, in due aree dell'Adriatico Settentrionale, differentemente influenzate da apporti fluviali, nell'ambito del Progetto PRISMA 2 (Sottoprogetto: cicli biogeochimici).

I campioni d'acqua di mare, prelevati mediante bottiglie Niskin a diverse quote, sono stati immediatamente fissati in formalina (concentrazione finale 2%) e conservati al buio a 4° C.

Subcampioni (2 ml) sono stati filtrati su membrane nere in policarbonato (porosità 0,22 µm, Ø25 mm, Nuclepore) e quindi colorati con AO e DAPI, secondo le metodologie sopra citate. La densità cellulare è stata stimata con un microscopio ad epifluorescenza (Zeiss Axioplan), dotato di lampada a vapori di mercurio da 100 W. Per ogni campione è stato contato un minimo di 200 cellule.

Il volume cellulare è stato determinato su almeno 30 cellule mediante tecnica fotografica (Zeiss MC 100, pellicole Kodak Ektacrome 200 ASA). Sulle immagini proiettate su uno schermo (ingrandimento finale 6000X) si è tracciato il contorno interno delle cellule escludendo l'alone tipico della fluorescenza (Lee e Fuhrman, 1987). Le dimensioni, lunghezza (L) e larghezza (W), sono state misurate con un calibro la cui precisione era di 1/20 mm. Il volume cellulare (μm^3) è stato calcolato assumendo come sferica la forma dei cocchi e cilindrica, con estremità emisferiche, quella dei bacilli (Bratbak, 1985) ed utilizzando le seguenti formule:

$$V\ (\mu m^3) = (\pi/6)L^3;\quad V\ (\mu m^3) = (\pi/4)W^2(L - W/3).$$

La calibrazione delle misurazioni è stata effettuata tramite osservazione al microscopio di una sospensione di microsfere di latex a diametro noto (2,13 µm), colorata con FITC (Isotiocianato di Fluoresceina).

Risultati e conclusioni

Nella maggior parte dei campioni considerati, il numero di cellule determinato con DAPI è risultato maggiore rispetto a quello riscontrato con AO. I valori ottenuti con entrambi i fluorocromi, compresi tra 0.8 e 7.9×10^5 cell ml^{-1}, rientrano in quelli conosciuti per aree costiere dell'Adriatico centrale (Solic e Krstulovic, 1994) e settentrionale (Turk *et al.*, 1992; Del Negro *et al.*, 1996). La maggiore abbondanza ottenuta nel conteggio delle cellule colorate con DAPI, rispetto a quelle trattate con AO, è in qualche modo discordante con quanto riportato in letteratura, dove le rese risultano simili (Porter e Feig, 1980) o più basse (Suzuki *et al.*, 1993).

Tale riscontro potrebbe essere attribuibile, nel caso esaminato, alla natura dei campioni osservati. Infatti è riconosciuto che la colorazione con AO di campioni di acque eutrofiche e ricche di seston ha una resa inferiore in quanto, estendendosi a particelle e colloidi, può mascherare all'osservatore parte delle cellule batteriche presenti. Inoltre, secondo Sieracki *et al.* (1985) la colorazione con DAPI ha tempi di decadimento meno rapidi rispetto ad altri fluorocromi, AO compreso.

I campioni trattati con DAPI hanno presentato volumi cellulari pari in media al 41% di quelli colorati con AO. L'intervallo di valori di biovolume è risultato più ampio con AO (0.07-0.36 μm^3) che con DAPI (0.04-0.10 μm^3). Ciò corrisponde anche alla maggiore variabilità descritta dai coefficienti di variazione delle misure che variano tra 45-92% per il DAPI e 38-130% per l'AO.

Nella figura 1 sono riportati i valori medi del volume cellulare, espresso in μm^3, determinato nelle singole stazioni.

Suzuki *et al.* (1993), rivedendo numerose pubblicazioni, riportano per acque marine costiere biovolumi compresi nell'intervallo 0.05-0.10 μm^3. Simon e Azam

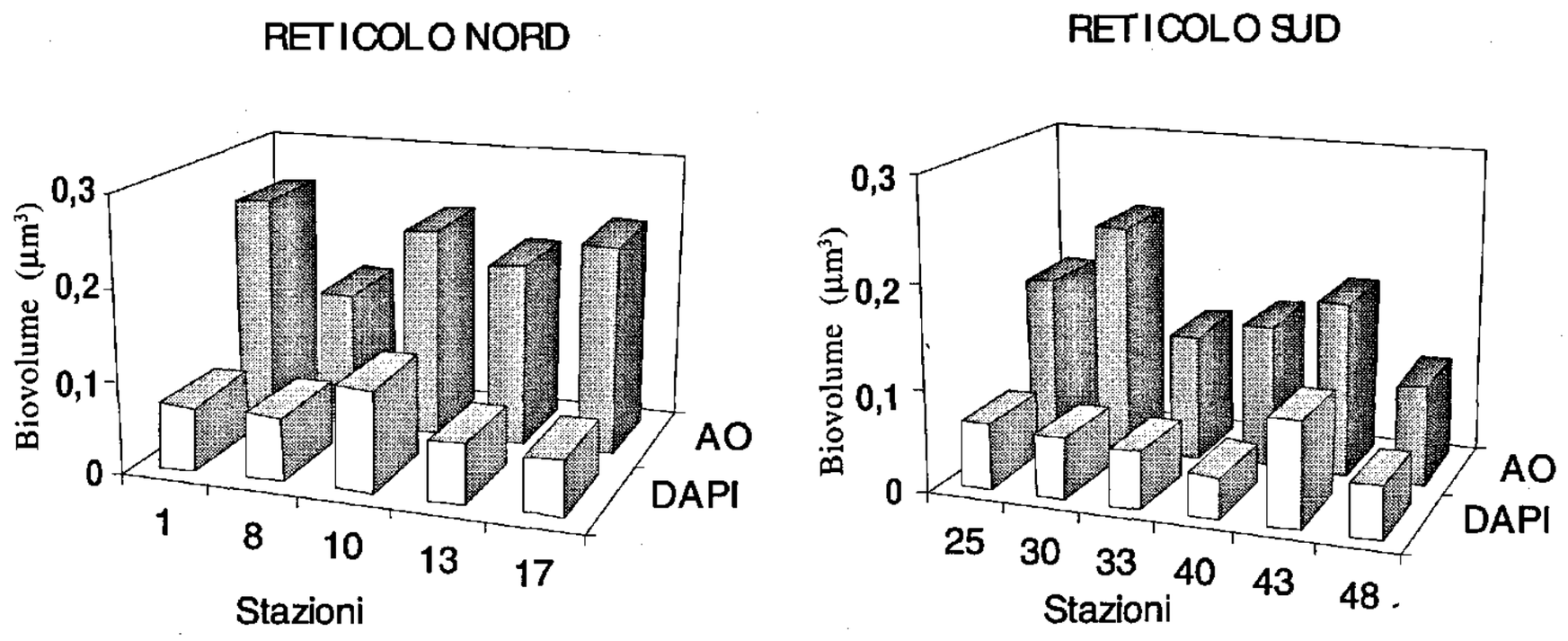


Fig. 1 - Valori medi di volume cellulare, determinati mediante colorazione con DAPI ed AO ed espressi in µm³, ottenuti nelle singole stazioni di prelievo.
Cell volumes - as average - expressed in µm³, calculated by means of DAPI and AO staining, occurring in the various sampling stations.

(1989), utilizzando AO, osservano per batteri pelagici biovolumi compresi tra 0.026 e 0.395 µm³. Tale variabilità è generalmente riconducibile al diverso stato nutrizionale dei batteri e alla diversa composizione delle comunità batterioplanctoniche.

I valori riportati in questo studio per l'AO corrispondono a quelli ottenuti da Simon e Azam (1989), mentre i valori ottenuti dai campioni colorati con DAPI risultano coerenti con quelli riportati più genericamente per acque costiere e di estuario (Suzuki *et al.* 1993).

La maggiore variabilità osservata nei biovolumi calcolati con AO può essere riconducibile alla migliore definizione delle cellule da parte di questo colorante. Questo risultato, confermato da altri Autori, è dovuto al differente modo in cui i due fluorocromi si legano alle diverse componenti cellulari. Il DAPI, legandosi esclusivamente al DNA, non mette in risalto la parete cellulare che invece viene evidenziata con l'AO (Bloem, 1995).

In conclusione, la colorazione con AO ha permesso di evidenziare la variabilità morfologica delle cellule, mentre l'uso del DAPI ha consentito una stima più attendibile della densità batterica.

Bibliografia

BLOEM J. (1995) - Fluorescent staining of microbes for total direct counts. *Molecular Microbial Ecology Manual, 4.1.8*: 1-12.

BRATBAK G. (1985) - Bacterial Biovolume and Biomass Estimations. *Appl. Environ. Microbiol.*, **49**: 1488-1493.

DEL NEGRO P., RAMANI P., MARTECCHINI E., CELIO M. (1996) - Distribuzione annuale del picoplancton in una stazione costiera del Golfo di Trieste. *Atti XI Congresso AIOL*, Sorrento 26/28-10-1994: 747-756.

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.

LEE S., FUHRMAN J.A. (1987) - Relationships between biovolume and biomass of naturally derived marine bacterioplankton. *Appl. Environ. Microbiol.* **53**: 1298-1303.

PORTER K.G., FEIG Y.S. (1980) - The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.*, **25**: 943- 948.

SIERACKI M.E., JOHNSON P.W., SIEBURTH J. McN. (1985) - Detection, enumeration and sizing of planktonic bacteria by image-analyzed epifluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.*, **49**: 799-810.

SIMON M., AZAM F. (1989) - Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **51**: 201-213.

SOLIC M., KRSTULOVIC N. (1994) - Role of predation in controlling bacterial and heterotrophic nanoflagellate standing stocks in the coastal Adriatic Sea: seasonal patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **114**: 219-235.

SUZUKI M.T., SHERR E.B., SHERR B.F., (1993) - DAPI direct counting underestimates abundances and average cell size compared to AO direct counting. *Limnol. Oceanogr.*, **38** (7): 1566-1570.

TURK V., FANUKO N., LARSSON U., MALEJ A., HAGSTROM A. (1992) - Time scale of microbial foodweb dynamics in the shallow Gulf of Trieste (North Adriatic). In: *The microbial food web: time scales and nutrient dynamics in the Gulf of Trieste.* Ed. Università di Umea, Svezia: 1-21.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 754-757

M. MINGAZZINI, L. ONORATO

Istituto di Ricerca Sulle Acque - C.N.R., Via della Mornera, 25 - 20047 Brugherio (Mi), Italia.

RELAZIONE TRA ESSUDATI FITOPLANCTONICI E SPECIE PRODUTTRICI: INDICI DI DIFFERENZIAZIONE

RELATION BETWEEN PHYTOPLANKTON EXUDATES AND PRODUCER SPECIES: DIFFERENTIATION INDICES

Abstract

Synchronous fluorescence spectra of the extracellular organic matter produced by different phytoplankton species were compared in order to describe the interspecific differences. The ratios between the fluorescence intensities at 340, 360 and 410 nm, measured on a number of cultures, were constant within the same species over the incubation time. These parameters are thus proposed as differentiation indices of the extracellular products.

Key-words: phytoplankton, interspecific comparison, extracellular products.

Introduzione

Il carbonio fissato dal fitoplancton mediante il processo di fotosintesi viene in parte liberato sotto forma di sostanza organica disciolta nel mezzo extracellulare (Fogg, 1966). I prodotti liberati sono costituiti da una grande varietà di composti organici di diversa natura (carboidrati, amminoacidi, peptidi, proteine, acidi organici, lipidi, ecc.), solo in parte identificati dal punto di vista chimico. Benchè i prodotti extracellulari siano geneticamente definiti e differenziati per specie o per gruppo algale (Hellebust, 1974; Fogg, 1983), le informazioni esistenti non permettono di risalire all'organismo produttore partendo dall'analisi chimica dei prodotti essudati. Alcuni autori hanno esplorato la possibilità di trovare una relazione tra le caratteristiche spettrali della sostanza organica disciolta in ambiente acquatico e la principale fonte di provenienza della stessa (Cabaniss e Shuman, 1987): utilizzando la tecnica fluorimetrica a scansione sincrona hanno potuto differenziare alcuni estratti di vegetali di origine terrestre, ritenuti possibili contribuenti della sostanza organica naturale in acque interne. La stessa idea è stata sviluppata per studiare il contributo fitoplanctonico alla matrice organica delle mucillagini marine (Mingazzini *et al.*, 1995 a), ed ha indicato come i prodotti extracellulari fitoplanctonici di diverse specie possano essere differenziati su base fluorimetrica.

In questa indagine si è cercato di individuare dei parametri in grado di descrivere, in base alle caratteristiche di fluorescenza, le differenze tra le miscele dei composti organici essudati da diverse specie algali.

Materiali e metodi

Per la sperimentazione sono state considerate 10 specie, appartenenti a 4 diversi gruppi algali (Tab. 1). Le specie sono state mantenute in coltura in laboratorio (EPA, 1974). I prodotti organici extracellulari sono stati caratterizzati mediante spettrofluorescenza sincrona (Mingazzini *et al.*, 1995 a). Le analisi sono state

Tab. 1 - Specie algali utilizzate e rispettive sigle di identificazione.
Algal species utilized and their identification symbols.

Diatomee		**Cloroficee**	
Gra	*Grammatophora* sp.	Sel	*Selenastrum capricornutum*
Sk	*Skeletonema costatum*	Sce	*Scenedesmus quadricauda*
Nit	*Nittzschia closterium**		
Nav	*Navicula* sp.		
Ch	*Chaetoceros* sp.	**Cianoficee**	
		Ci1	*Synechocystis* sp.
Dinoflagellate		Ci2	Cianoficea filamentosa (n.i.)
Gym	*Gymnodinium* sp.		

* rinominata *Cylindrotheca closterium*

effettuate su campioni del mezzo filtrato (0,45 µm), prelevato da tutte le colture monospecifiche di età variabili, a partire da una settimana, fino ad un massimo di tre mesi.

Risultati e conclusioni

Come già osservato lavorando su alcune delle specie algali considerate (Mingazzini *et al.*, 1995 a, 1995 b), i prodotti essudati dalle diverse colture in fase stazionaria e di senescenza hanno mostrato risposte di fluorescenza differenziate, in corrispondenza a lunghezze d'onda comprese tra 300 e 450 nm. Per descrivere e distinguere le differenti forme degli spettri sono state individuate complessivamente tre bande spettrali comprese in questo intervallo: 340, 360, 410 nm, rispettivamente identificate come B, C, D (Fig.1). I risultati hanno mostrato come le intensità dei picchi di fluorescenza misurati, pur incrementando con la concentrazione nel mezzo delle colture, mantengono tra loro una proporzione costante, nell'ambito di ogni specie.

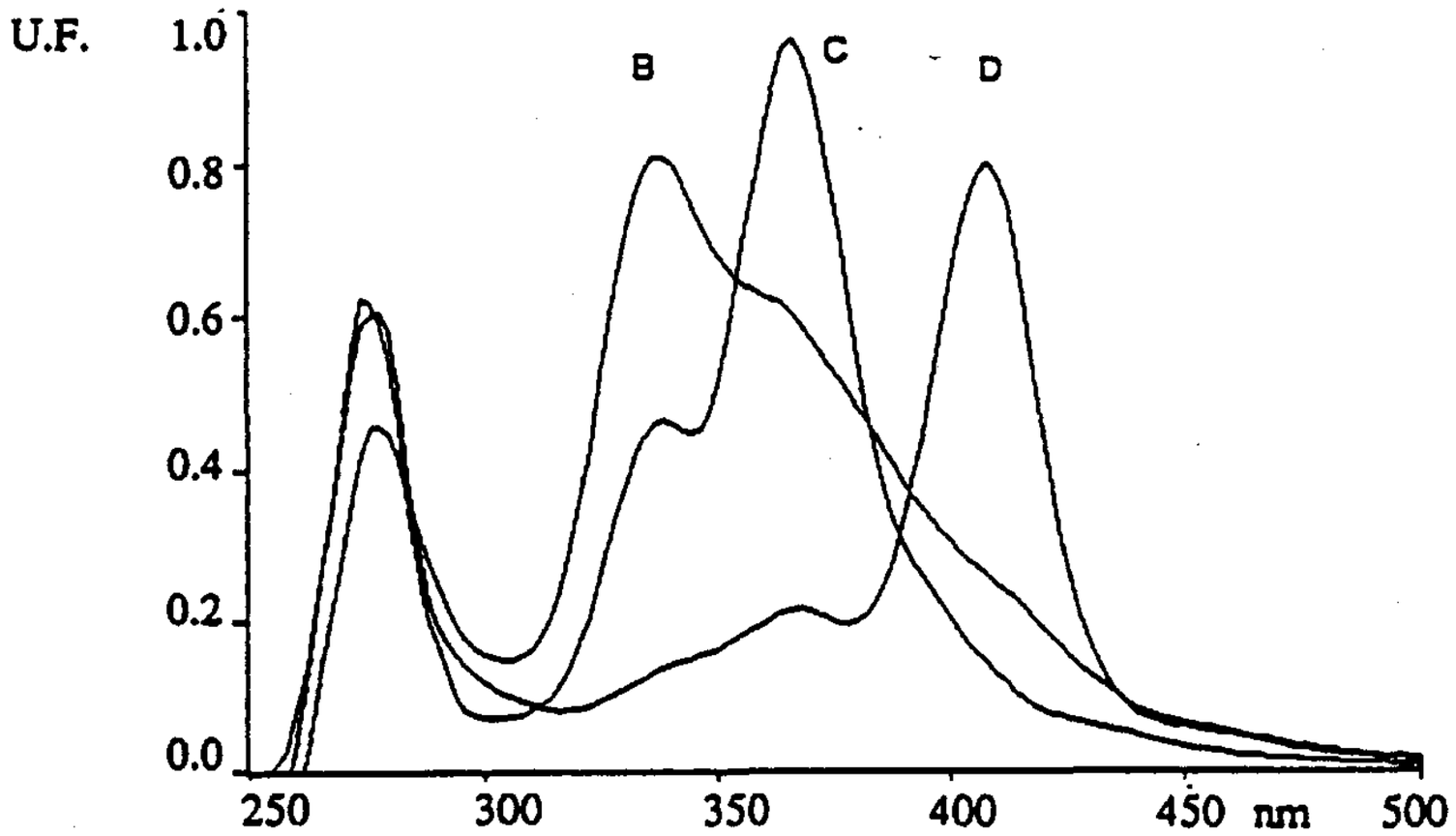


Fig. 1 - Confronto degli spettri dei prodotti extracellulari di Ch, C1 e Sel, tra loro differenziati per le intensità di fluorescenza relative (B, C e D).
Comparison of the relative fluorescence intensity (B, C, D) differentiating the extracellular products of Ch, C1 and Sel cultures.

Tale proporzione, che è espressa dal rapporto tra le altezze (h) dei picchi, è stata utilizzata come parametro per differenziare i prodotti extracellulari per specie produttrice. I rapporti hB/hC, hC/hD e hB/hD, calcolati su circa 20 campioni per ognuna delle 10 specie algali considerate (Tab.1), sono rappresentati nella Figura 2 a, b, c per un confronto interspecifico.

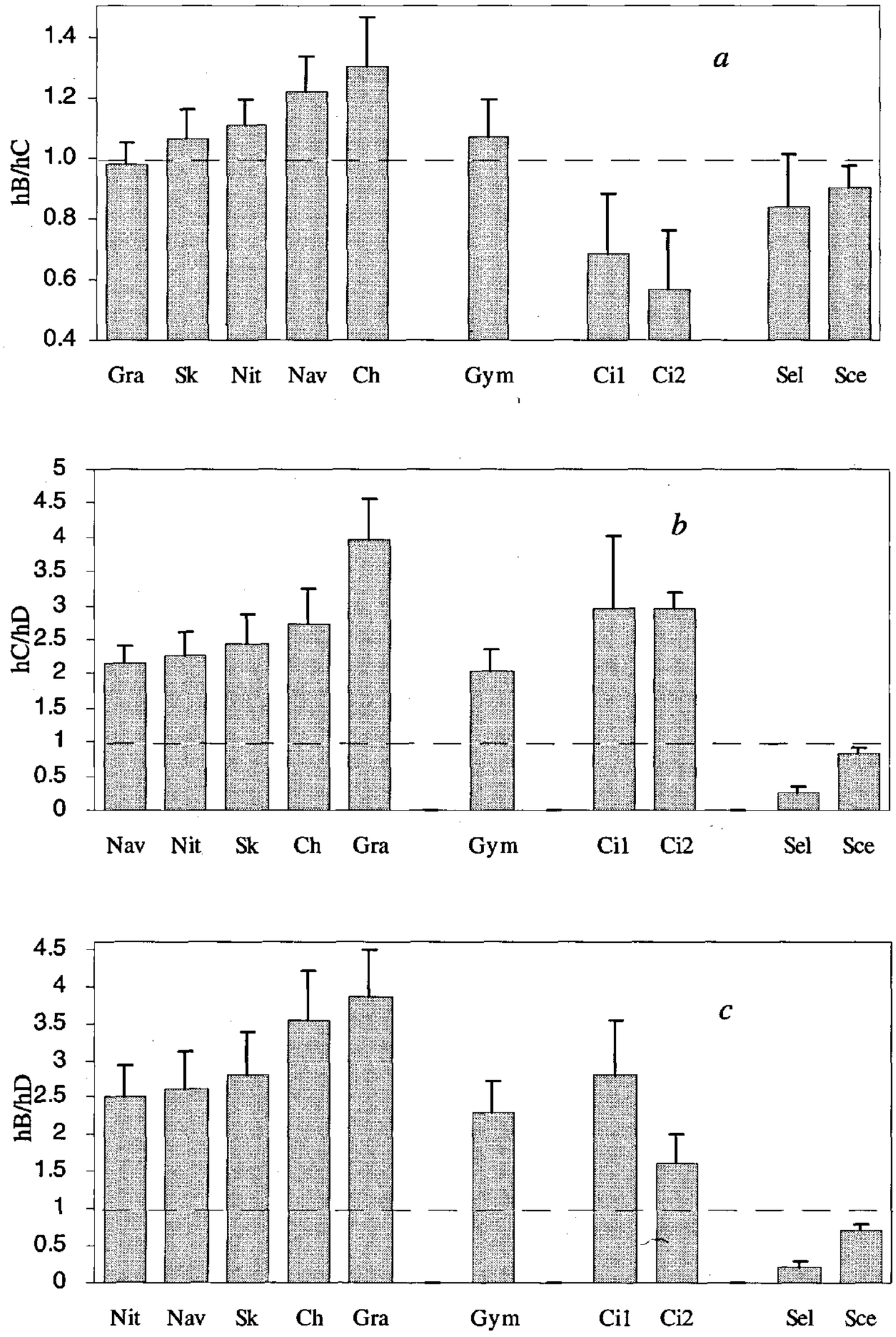


Fig. 2 - Confronto interspecifico dei rapporti tra le intensità di fluorescenza a 340, 360 e 410 nm: hB/hC (*a*), hC/hD (*b*) e hB/hD (*c*).

Interspecific comparison of the 340, 360 and 410 nm fluorescence intensity ratios: hB/hC (*a*), hC/hD (*b*) and hB/hD (*c*).

L'applicazione dei tre rapporti individuati quali indici di differenziazione si è rivelata efficace, permettendo di distinguere gli essudati prodotti sia da gruppi algali differenti, sia da specie differenti nell'ambito dello stesso gruppo.

Infatti lo spettro degli essudati prodotti dal gruppo delle cloroficee si distingue da tutti gli altri per avere il picco D>C>B (Fig. 1), e quindi tutti i rapporti <1 (Fig. 2). Lo spettro relativo alle cianoficee ha invece C>B>D (Fig. 1), e quindi hB/hC<1, ma, diversamente dalle cloroficee, hB/hD e hC/hD>1 (Fig. 2). Lo spettro delle diatomee (Fig.1) ha invece B≥C>D, e quindi si differenzia da cloroficee e cianoficee per hB/hC≥1 (Fig. 2). Relativamente al gruppo delle dinoflagellate, lo spettro dell'unica specie analizzata, pur avendo le due bande B e C non completamente separate (il picco è intermedio), ha B>C>D, e quindi rapporti differenti da cloroficee, cianoficee, e da alcune tra le diatomee rappresentate (Fig. 2). I parametri utilizzati hanno evidenziato anche chiare differenze tra i prodotti essudati dalle diverse specie appartenenti ai gruppi delle cloroficee e cianoficee. Tra le diatomee si differenziano in particolare i prodotti di *Grammatophora* (Fig. 2 b), mentre quelli delle tre specie *S.costatum*, *N.closterium* e *Navicula* sp. risultano i più simili tra loro.

Sulla base delle relazioni individuate tra caratteristiche di fluorescenza dei composti organici extracellulari ed organismi produttori, l'applicazione dei parametri proposti sembra fornire utili informazioni per lo studio del contributo fitoplanctonico alla sostanza organica disciolta in ambiente acquatico.

Ringraziamenti

Questo studio è stato in parte finanziato dal Ministero dell'Università e della Ricerca, nell'ambito del Programma di Ricerca e Sperimentazione per il Mare Adriatico (progetto PRISMA).

Bibliografia

CABANISS S.E., SHUMAN M.S. (1987) - Synchronous fluorescence spectra of natural waters: tracing sources of dissolved organic matter. *Mar. Chem.*, **21:** 37-50.

FOGG G.E. (1966) - The extracellular products of algae. *Oceanogr. Mar. Biol.*, **4:** 195-212.

FOGG G.E. (1983) - The ecological significance of extracellular products of phytoplankton photosynthesis. *Bot. Mar.*, **26:** 3-14.

EPA (1974) - *Marine Algal Assay Procedure, Bottle test. Eutrophication and lake restoration branch.* Pacific Northwest Environ. Protect. Lab., Corvallis, OR: 43 pp.

HELLEBUST J.A. (1974) - Extracellular products. In: Steward N.D. (ed), *Algal physiology and biochemistry.* California Press, Berkeley: 838-863.

MINGAZZINI M., COLOMBO S., FERRARI G.M. (1995 *a*) - Applications of spectrofluorimetric techniques to the study of marine mucilages in Adriatic Sea: preliminary results. *Sci. Total Envir.*, **165:** 133-144.

MINGAZZINI M., FERRARI G.M., COLOMBO S. (1995 *b*) - Caratterizzazione fluorimetrica della sostanza organica extracellulare prodotta dal fitoplancton. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 545-546.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 758-764

G. Alabiso, G. Venturelli, M. Cannalire, D. Ghionda, M. Milillo

Istituto Sperimentale Talassografico "A. Cerruti" - CNR - 74100 Taranto, Italia.

LA SOSTANZA PARTICELLATA NEL MAR PICCOLO DI TARANTO

PARTICULATE MATTER IN THE MAR PICCOLO OF TARANTO

Abstract

This multi-annual work aims to construct a mathematical model for the seasonal variations and interactions between the following variables: Chl-a, Proteins, Carbohydrates, both in space and time. We want to find functional relations between couples of variables and assess a first mapping between geographical sites on the sea and their biological characteristics, including an interpretation for correlation changes and linear regression analysis changes among variables, through several applications of Analysis of Variance (ANOVA).

In this first part, relative to two annual cycles of observations, we find that distributions in space and time of Carb/Chl-a are significantly similar in both cycles. Distributions in space and time of Prot/Chl-a are significantly different in the two cycles.

For the ratios Prot/Carb and Carb/Chl-a (indexes of production and consumption of nutrients by the phytoplankton) in the second cycle of samplings we find an initial phase of enhanced physiological activity of phytoplankton larger than in the first cycle, and a subsequent phase in which we find delay in nutrients availability. A more detailed analysis is consequent to a larger time scale sampling activity, which is being set up.

Key-words: Particulate matter, Chlorophyll *a*, Carbohydrate, Protein, Correlation.

Introduzione

Il presente lavoro si inquadra in uno studio pluriennale finalizzato alla creazione di un modello matematico che permetta di valutare la variabilità stagionale e le mutue dipendenze tra variabili chimiche fisiche e biologiche delle masse d'acqua del Mar Piccolo di Taranto nonché a creare una mappatura dei mari di Taranto che associ a siti geografici caratteristiche salienti in ambito fisico, chimico, biologico ed oceanografico.

Questo studio è finalizzato a determinare le variazioni del tenore in Chl-*a*, Proteine, Carboidrati, sostanza organica e peso secco della sostanza particellata durante il ciclo stagionale e a definire, sia nello spazio che nel tempo, i cambiamenti nelle correlazioni, nell'analisi delle regressioni, nelle medie e nelle varianze delle variabili considerate attraverso ANOVA. Esso fa seguito e si confronta ad una indagine preliminare della durata di un anno.

Materiali e metodi

Metodiche analitiche

In 9 stazioni (Fig. 1) sono stati effettuati campionamenti quindicinali di sostanza particellata sospesa a partire da luglio '95 a luglio '96.

I campioni di acqua sono stati prelevati mediante una pompa centrifuga dotata di filtro con maglie da 200 μm e la sostanza particellata sospesa è stata raccolta su filtri a fibra di vetro Whatman GF/F precombusti. La sostanza particellata totale (DW) è stata determinata come peso secco dopo riscaldamento dei filtri a 100 °C

per due ore, la sostanza organica (OM) per via ponderale dopo combustione a 450 °C per un'ora. Le pesate sono state effettuate mediante bilancia Sartorius mod. A 120 S con riproducibilità di ≤±0.1 mg. Il tenore in Clorofilla-*a* è stato determinato spettrofotometricamente secondo il metodo di Talling e Driver (1963), il tenore in carboidrati è stato determinato secondo il metodo dell'antrone (Strickland e Parsons, 1968), il tenore in proteine secondo il metodo di Lowry *et al.* (1951).

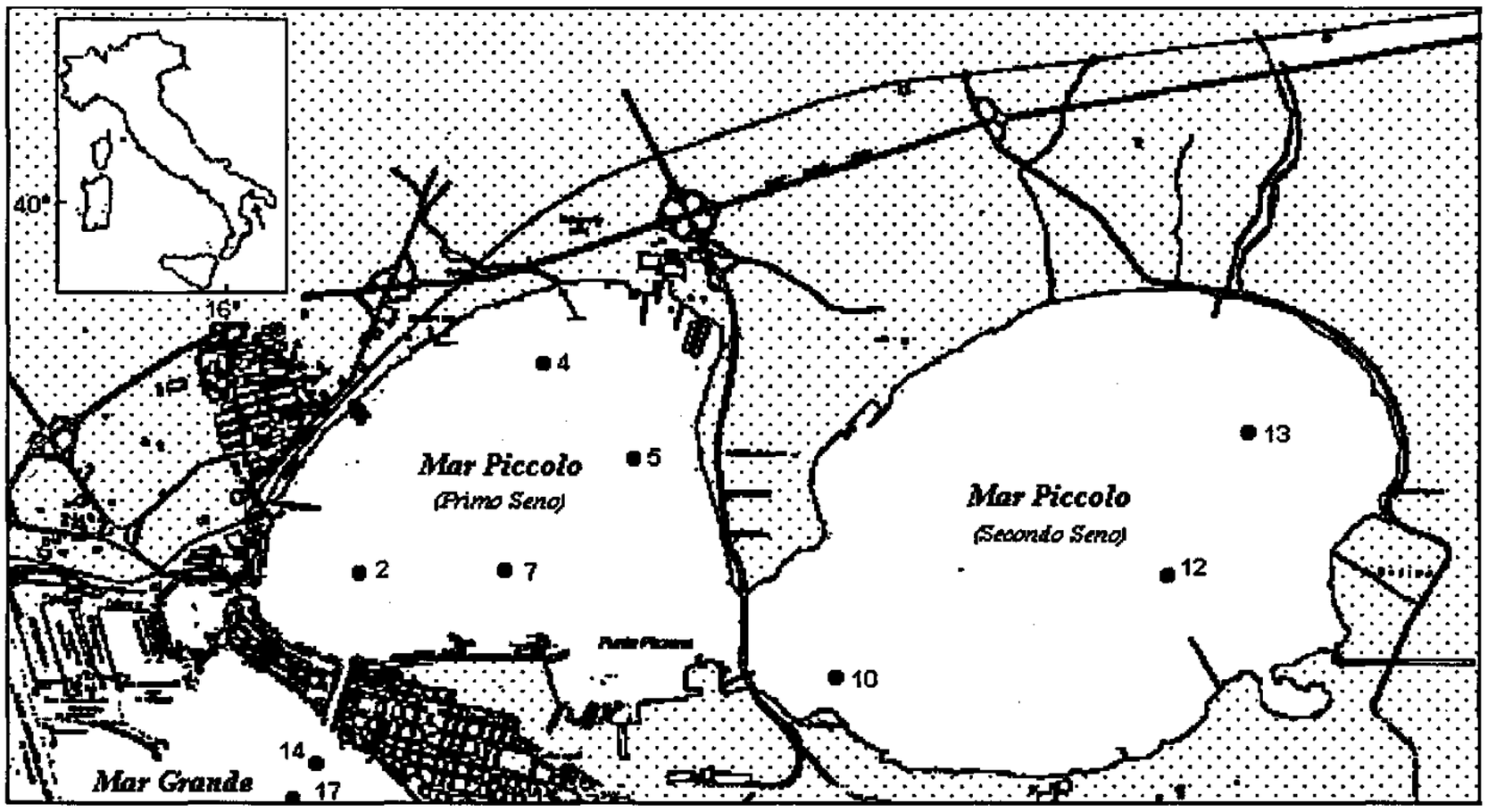


Fig. 1 - Collocazione geografica delle stazioni di campionamento.
Geographic location of the sampling stations.

Procedure matematiche

Al fine di caratterizzare siti differenti in quello che poteva essere ritenuto un ambiente omogeneo, abbiamo adoperato un metodo basato sulla diversa scala delle concentrazioni relative di Carb., Prot. e Chl-*a* (Alabiso *et al.*, 1997).

I diagrammi di dispersione di Carb. e Prot. in funzione della Chl-*a* indicavano, ad una analisi sommaria, la presenza di clusters la cui esistenza andava accertata. Separando differenti clusters nello stesso sito ed applicando l'analisi di regressione lineare a ciascun cluster, si formavano diversi insiemi di pendenze di rette di regressione.

L'analisi della varianza (ANOVA) ($P<0.05$), è stata adoperata al fine di determinare differenze significative "entro" e "tra" differenti insiemi di pendenze provenienti dai gruppi di clusters. Raccogliendo insieme i valori delle pendenze compatibili si ottenevano classi distinte che indicavano le aree spazio-temporali.

Per identificare la relazione funzionale tra OM e DW è stata usata una tecnica di fit non lineare.

Risultati

Sui dati delle variabili esaminate è stata eseguita la seguente analisi:

1) Carb., Prot., Chl-*a*.
Essendo il tenore in Chl-*a* considerato come una approssimazione della

biomassa fitoplanctonica, la relazione analitica tra proteine e carboidrati con la Chl-*a* individua la frazione di proteine e carboidrati associata al fitoplancton e la frazione associata alla componente detritica, batterica e microzooplanctonica. Poiché la componente detritica del seston, la relativa proporzione tra biomassa autotrofa ed eterotrofa e la sua composizione biochimica dipendono dalle differenti condizioni ambientali, l'analisi dei dati è stata effettuata su differenti domini spazio-temporali denominati nel testo "Aree". Le differenti aree spazio-temporali (Tab. 1) per entrambe le coppie di variabili (Prot., Chl-*a*) e (Carb., Chl-*a*) sono state individuate secondo quanto riportato nel paragrafo dei materiali e metodi. Nella tabella viene riassunta l'analisi della regressione e della variabilità delle variabili.

2) OM-DW.

Tab. 1 - Campagna 95/96: Ripartizione delle aree per Carb. vs Chl-*a* e per Prot. Vs Chl-*a*. Statistica per i parametri di regressione *m* e *q* e descrizione dei ranges delle variabili.
1995/96 Campaign: Area partition for Carb vs. Chl *a* and Prot vs. Chl *a*. Statistics for the regression parameters *m* and *q* and description of variables ranges.

	Mar Grande		Mar Piccolo						
			First Inlet				Second Inlet		
Staz.→	17	14	7	2	4	5	10	12	13
07/95								ARE A 3	
08/95									
09/95									
10/95									
11/95								ARE A 2	
12/95									
01/96			ARE A 1						
02/96									
03/96									
04/96								ARE A 3	
05/96									
06/96									
07/96									

	Mar Grande		Mar Piccolo						
			First Inlet				Second Inlet		
Staz.→	17	14	7	2	4	5	10	12	13
07/95					ARE A 3				
08/95									
09/95									
10/95									
11/95					ARE A 2				
12/95									
01/96									
02/96									
03/96									
04/96					ARE 2 bis A				
05/96									
06/96									
07/96					ARE A 3				

	m	se	P	q	se	P	r^2	F	df
Area 1	21.19	0.99	<<0.05	6.31	4.51	<<0.05	0.78	452.9	130
Area 2	12.23	1.08	<<0.05	7.45	5.25	<<0.05	0.85	126.9	22
Area 3	37.34	1.81	<<0.05	-22.9	6.69	<<0.05	0.91	423.3	40

	m	se	P	q	se	P	r^2	F	df
Area 2	85.43	5.62	<<0.05	11.54	8.96	<<0.05	0.76	231.1	74
Area 2 bis	25.9	1.63	<<0.05	12.24	6.76	<<0.05	0.79	251.3	66
Area 3	13.76	1.34	<<0.05	117.2	10.76	<<0.05	0.70	104.8	44

	Carb				Chl a			
	mean	sd	max	min	mean	sd	max	min
Area 1	70.19	17.59	487.45	57.64	3.01	3.09	24.47	1.99
Area 2	54.71	39.39	168.21	6.62	3.86	2.97	13.98	0.89
Area 3	82.46	93.89	354.03	5.04	2.82	2.40	9.22	0.36

	Prot				Chl a			
	mean	sd	max	min	mean	sd	max	min
Area 2	98.64	98.64	441.49	10.00	3.34	2.47	13.98	0.65
Area 2 bis	131.88	74.06	341.53	16.66	1.41	0.75	3.12	0.24
Area 3	202.66	83.91	470.36	61.09	6.21	5.12	22.46	1.25

L'analisi della varianza, nei singoli siti di campionamento, non ha mostrato significative differenze tra i valori tra OM e DW, pertanto i dati provenienti da tutte le stazioni e per l'intero periodo di campionamento sono stati utilizzati per calcolare una regressione non lineare del tipo $\mathbf{OM = a\ DW^{b}}$ (Fig. 2).

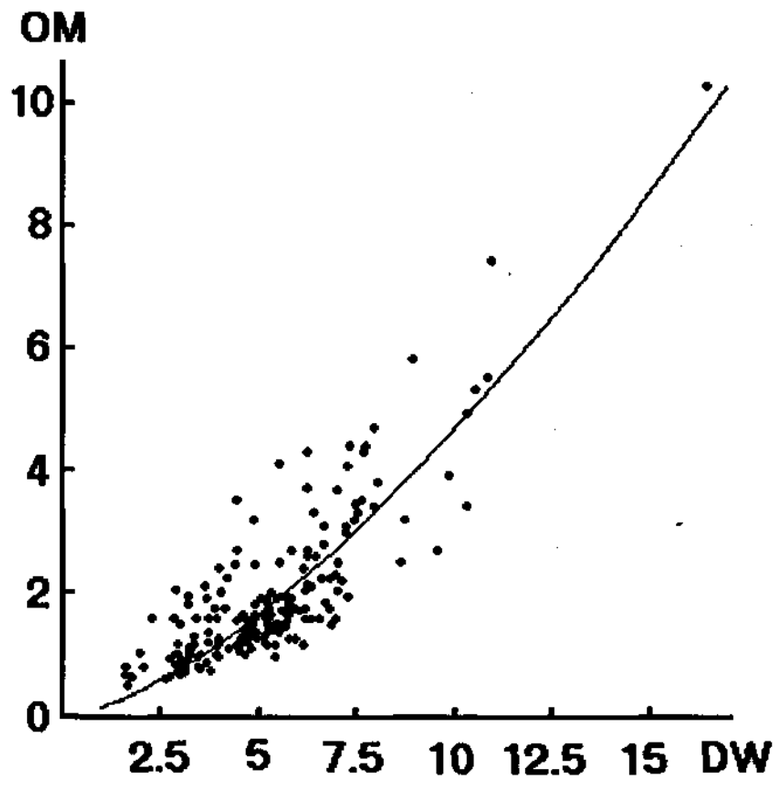
Discussione e conclusioni

L'esame della distribuzione spaziale e temporale dei parametri investigati ha portato a risultati parzialmente in accordo con la precedente indagine, e ha confermato l'individuazione nel Mar Piccolo di aree con diverse caratteristiche.

Il confronto con i dati attenuti nel precedente ciclo di prove evidenzia per tutte le variabili valori medi e massimi più alti.

i) Regressione Carb.-Chl-*a*.

Esaminando le diverse aree dedotte dall'analisi di regressione lineare possiamo vedere che nel Secondo Seno del Mar Piccolo (Area 3) durante la primavera e l'estate, il tasso di crescita dei carboidrati rispetto alla clorofilla è massimo tra tutte le aree ed i carboidrati associati alla componente detritico-batterica sono praticamente assenti, come si evince dalla tabella 1 notando che entro un livello di significatività elevato (<< 0.05) l'errore sull'intercetta della retta di regressione è tale da non consentire, per i carboidrati associati alla componente detritico batterica, valori maggiori di zero.



OM = f(DW): $0.150037\ t^{1.49133}$

Statistica dei parametri della regressione
Chi quadro per l'esponente = 82
Fit non lineare per i dati attraverso la curva:
$A\ t^{1.49}$

Tavola dei parametri

	Stima di A	SE	TStat	PValue,
$A\ t^{1.49}$	0.1432	0.00628	22.79	0

RSquared -> 0.726, AdjustedRSquared -> 0.725,

Tavola ANOVA

	DoF	SoS	MeanSS	Fratio	PValue
Model	1.	216.5	216.5	520.	0
Error	196	81.7	0.417		
Total	197	298.1			

Fig. 2 - Regressione non lineare tra OM e DW. Diagramma di dispersione e fit. Statistiche dei parametri della regressione.
Nonlinear regression between OM and DW . Scatter diagram and fit. Statistics of regression parameters.

Al contrario durante l'autunno e l'inverno il primo parametro è il minore e il secondo è il maggiore (Area 2). Nelle stazioni situate in Mar Grande e nel Primo Seno entrambi assumono valori intermedi durante tutto l'anno (Area 1). Tali risultati identificano una situazione simile a quella individuata nella precedente indagine (Tab. 2).

ii) Regressione Prot.-Chl-*a*

Diversamente dal caso Carb.-Chl-*a*, in cui solo il Secondo Seno presenta una variabilità stagionale, in questo caso è stata riscontrata un'influenza delle stagioni su tutta l'area investigata con risultati che, pur confermando le tendenze intraviste nella precedente indagine (Tab. 2), portano ad individuare aree spazio-temporali diverse sia nella forma che nei parametri che le caratterizzano. In particolare sembrerebbe che il Mar Grande, per la maggior parte del periodo esaminato, sia quasi un "precursore" della situazione che si instaurerà successivamente nel Mar Piccolo. Viene, inoltre, a mancare la sovrapponibilità dei mesi estivi dei due anni esaminati ed il periodo invernale, prima uniforme, ora si divide, nel Mar Piccolo, in due periodi caratterizzati da parametri molto diversi.

Assumendo che il fitoplancton costruisce molecole con i suoi carboidrati di riserva, la proporzione di proteine e di carboidrati associata al fitplancton può

Tab. 2 - Campagna 93/94: Ripartizione delle aree per Carb. vs Chl-*a* e per Prot. Vs Chl-*a*. Statistica per i parametri di regressione *m* e *q* e descrizione dei ranges delle variabili.
1993/94 Campaign: Area partition for Carb vs. Chl *a* and Prot vs. Chl *a*. Statistics for the regression parameters *m* and *q* and description of variables ranges.

	M. Grande			Mar Piccolo											
				First Inlet								Second Inlet			
Staz.→	16	15	14	9	7	8	2	3	4	5	6	10	11	12	13
06/93															
07/93												AREA 3			
08/93															
09/93															
10/93															
11/93												AREA 2			
12/93					AREA 1										
01/94															
02/94															
03/94															
04/94												AREA 3			
05/94															
06/94															
07/94															

	m	se	P	q	se	P	r^2	F	df
Area 1	26.91	1.71	<<0.05	4.15	4.42	<<0.05	0.68	246	118
Area 2	10.77	1.54	<<0.05	10.38	5.16	<<0.05	0.73	48	18
Area 3	44.16	4.51	<<0.05	2.6	11.74	<<0.05	0.72	95	38

	Carb				Chl a			
	mean	sd	max	min	mean	sd	max	min
Area 1	63.4	44.0	237.4	5.60	2.20	1.34	5.87	0.18
Area 2	36.0	24.0	60.0	11.9	2.89	2.52	5.40	0.36
Area 3	100.1	71.9	312	10.4	2.20	1.37	5.80	0.23

	M. Grande			Mar Piccolo											
				First Inlet								Second Inlet			
Staz.→	16	15	14	9	7	8	2	3	4	5	6	10	11	12	13
06/93															
07/93		AREA 1							AREA 3						
08/93															
09/93															
10/93															
11/93							AREA 2								
12/93															
01/94															
02/94															
03/94															
04/94		AREA 1							AREA 3						
05/94															
06/94															
07/94															

	m	se	P	q	se	P	r^2	F	df
Area 1	79.12	9.72	<<0.05	4.81	21.98	<<0.05	0.64	66	38
Area 2	18.99	1.13	<<0.05	17.06	4.36	<<0.05	0.79	283	73
Area 3	46.27	3.91	<<0.05	40.05	10.58	<<0.05	0.64	140	78

	Prot				Chl a			
	mean	sd	max	min	mean	sd	max	min
Area 1	160.0	110.3	435.7	26.6	1.97	1.11	4.24	0.36
Area 2	70.5	43.5	196.6	23.2	3.15	1.78	7.03	0.92
Area 3	143.4	87.9	408.1	15.5	2.23	1.52	7.55	0.17

essere considerata come un indice delle sue condizioni fisiologiche. Poiché il fitoplancton non è il solo elemento che va a costituire il contenuto in carboidrati e proteine del seston, il rapporto Prot./Carb., per essere rappresentativo delle condizioni fisiologiche del fiptoplancton, deve essere calcolato con la seguente relazione:

pendenza (Prot./Chl-*a*) /pendenza (Carb./Chl-*a*)

che tiene conto del solo contributo del fitoplancton.

Applicando tale procedura a tutte le aree, si ottiene la distribuzione dei rapporti riportata in Tab. 3.

Essendo noto (Lechuga Devéze *et al,* 1989) che il rapporto Prot./Carb. relativo alla componente fitoplanctonica (calcolato come riportato sopra) ed il rapporto Carb./Chl-*a,* sempre relativo alla componente fitoplanctonica e pertanto espresso come pendenza della retta di regressione Carb=f(Chl-*a*), sono parametri indice del consumo e della produzione di nutrienti da parte del fitoplancton. Considerando inoltre che, quando il rapporto Prot./Carb. è relativamente alto e quello Carb./Chl-*a* è relativamente basso, si ha la presenza di sufficienti quantità di nutrienti, i valori ottenuti dai rapporti 1 (Tab. 3.) e 2 (Tab. 4) permettono di individuare per le aree in oggetto i comportamenti stagionali riportati nella tabella 5.

Il confronto dei risultati ottenuti nei due cicli di campionamento evidenzia le seguenti differenze:

• durante il primo ciclo di campionamenti il Primo Seno aveva un comportamento similare al Mar Grande (Tab. 6); durante il secondo ciclo similare al Secondo Seno.

Tab. 3 - Rapporto Prot./Carb.-(rapporto 1).
Prot./Carb.Ratio (Ratio 1).

	Mar Grande	Primo Seno	Secondo Seno
Estate '95 Estate' 96	4.03 0.64	0.65 0.65	0.37 0.37
Inverno '95 Inverno '96	1.22 1.22	4.03 1.22	6.9 0.7

Tab. 4 - Pendenza delle regressione Carb. = f (Chl-*a*) (rapporto 2).
Slope of the regression Carb. = f (Chl-*a*) (Ratio 2).

	Mar Grande	Primo Seno	Secondo Seno
Estate	21.2	21.2	37.0
Inverno	21.2	21.2	12.23

Tab. 5 - Disponibilità stagionale dei nutrienti Lug.'95 - Lug.'96.
Seasonal food availability July '95 - July '96.

Mar Grande	Estate 95 alta (0.19) Estate 96 bassa (0.02)	Inverno 95 bassa (0.05) Inverno 96 rel. alta (0.05)
Primo Seno	Estate 95 bassa (0.03) Estate 96 bassa (0.03)	Inverno 95 alta (0.19) Inverno 96 rel. alta (0.05)
Secondo Seno	Estate 95 bassa (0.01) Estate 96 bassa (0.01)	Inverno 95 alta (0.56) Inverno 96 rel. alta (0.05)

Tab. 6 - Disponibilità stagionale dei nutrienti Giu.'93 - Lug.'94.
Seasonal food availability June '93 - July '94.

Mar Grande	Estate 93-94 alta (0.11)	Inverno 93-94 bassa (0.026)
Primo Seno	Estate 93-94 alta (0.63)	Inverno 93-94 bassa (0.026)
Secondo Seno	Estate 93-94 bassa (0.023)	Inverno 93-94 alta (0.16)

• nel secondo ciclo ai periodi di bassa disponibilità dei nutrienti non segue una loro risalita ai valori iniziali.

Tale situazione potrebbe essere dovuta semplicemente al fatto che gli andamenti stagionali non sono sempre sovrapponibili oppure, come sembrerebbero indicare i valori mediamente più alti di Chl-*a* registrati durante il secondo ciclo, potrebbe essere dovuta ad una più elevata e più protratta nel tempo attività fisiologica del fitoplancton a cui non è seguita una rimessa in circolo dei nutrienti secondo "calendario".

Una risposta a questo quesito potrà essere data solo analizzando serie temporali di dati derivanti da campionamenti protratti per più anni senza interruzioni.

iii) OM-DW

La relazione tra OM(mg/l) and DW(mg/l) per tutti i siti è:

$$OM = 0.14\ DW^{1.49}.$$

Essa mostra, contrariamente a quanto osservato nel primo ciclo di prove ($OM = 0.47\ DW^{0.86}$), una tendenza all'aumento della proporzione di OM nel DW all'aumentare della concentrazione del DW.

Tale risultato sembrerebbe confermare l'ipotesi, precedentemente formulata, che in questo secondo ciclo di prove si siano avuti periodi caratterizzati da un'attività fisiologica del fitoplacton più elevata che nei periodi di massima attività riscontrati nel primo ciclo.

Questo lavoro rappresenta un ulteriore passo verso la creazione di un modello matematico utilizzante diverse variabili stocastiche per descrivere un ambiente marino costiero ed i risultati ottenuti dal confronto dei due cicli di prove sono veramente incoraggianti.

Bibliografia

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**: 373-388.

LECHUGA DEVEZE C.H., AYALA ROCHA B., GARATE LIZARAGA I. (1989) - Proteinas, Carbohidratos y Clorofila *a* de la materia organica particulada, en tres diferentes ambientes oceanicos: Mar de Portugal, Golfo de California y NW de Baja California sur. *An. Inst. Cienc. De la Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, **16** (1): 147-156.

LOWRY O.H., ROSEBROUGH N.J., LEWISFARR A., RANDALL R.J. (1951) - Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J. Mar. Res.*, **33**: 265-275.

STRICKLAND J.D.H., PARSON P.R. (1968) - *A practical handbook of seawater analysis.* Fish. Res. Board of Canada, Ottawa: 312 pp.

TALLING J.F., DRIVER D. (1963) – Some problems on the estimation of chlorophyll-a in phytoplacton. U.S. Atomic Energy Comm. *Proceedings Conference of Primary measurements, marine and freshwater, Hawaii TID*, **7633**: 142-146.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 765-767

S. CAMPAGNUOLO, F. ANDALORO, P. PIZZICORI, C. PIPITONE*

I.C.R.A.M., STS di Palermo, via E. Amari 124 - 90139 Palermo, Italia.
* I.T.P.P.-C.N.R., Lab. Biol. Mar., Castellammare del Golfo (TP), Italia.

OSSERVAZIONI PRELIMINARI SULLA DIETA DELL'ALLETTERATO, *EUTHYNNUS ALLETTERATUS* NEL MEDITERRANEO CENTRALE

PRELIMINARY OBSERVATIONS ON THE DIET OF LITTLE TUNNY, *UTHYNNUS ALLETTERATUS* IN THE CENTRAL MEDITERRANEAN

Abstract

The diet of 84 little tunnies, Euthynnus alletteratus *(Osteichthyes, Scombridae) from the central Mediterranean was studied. The diet was based on teleosts, while crustaceans and cephalopods played a minor role.*

Key-words: diet, *Euthynnus alletteratus*, Mediterranean.

Introduzione

La distribuzione regionale e locale degli sgombridi di taglia media e grande è legata anche alla presenza di cibo, oltre che a strati d'acqua con particolari caratteristiche termiche. Quindi la conoscenza della dieta si rivela utile nella comprensione dell'ecologia e degli spostamenti di tali specie. La presente nota apporta un contributo alla conoscenza dell'alletterato, *Euthynnus alletteratus* (Rafinesque, 1810), specie a distribuzione mediterranea e anfiatlantica, sulla cui dieta in Mediterraneo sono stati pubblicati sino ad oggi pochissimi dati (Oren *et al.*, 1959).

Materiali e metodi

Sono stati esaminati i contenuti stomacali di 84 esemplari catturati in tre aree (62 a Lampedusa, 17 a Capo d'Orlando e 5 nel Golfo di Taranto). L'intero campione è stato suddiviso in base alla taglia (lunghezza standard, LS) in tre gruppi: piccoli (34,4cm≤LS≤39,9cm; n=24), medi (40,1cm≤LS≤59,0cm; n=30) e grandi (60,5cm≤LS≤86,5cm; n=30). Per descrivere le preferenze alimentari sono stati calcolati la frequenza (F%) e le percentuali in peso (P%) e in numero (N%) di ogni categoria di preda, nonché il numero medio di prede per stomaco (Nm). L'avanzato stato di digestione ha consentito per lo più l'identificazione delle prede solo al livello di ordine o classe.

Risultati

Il 56% degli stomaci (n=47) è risultato vuoto. Tale percentuale è stata minima negli esemplari piccoli (29%, n=7) e massima nei grandi (73%, n=22). La dieta (Tab. 1) è composta in massima parte da osteitti, tra cui *Engraulis encrasicolus*, *Sardinella aurita*, *Gymnammodytes cicerellus* e Centracanthidae. Seguono i crostacei, comprendenti anfipodi iperidi, eufausiacei e larve di decapodi,

e i cefalopodi. Sono stati ritrovati anche resti di alghe. Analizzando separatamente i tre gruppi di taglia (Tab. 1) si nota che, pur essendo gli osteitti sempre la preda dominante, nei piccoli c'è stato un maggiore contributo dei crostacei, a cui si aggiungono i cefalopodi nei medi. Gli invertebrati sono risultati invece assenti dalla dieta dei grandi. In questi ultimi è stato riscontrato il più basso numero medio di prede, che invece è stato massimo negli esemplari piccoli, in corrispondenza dell'alta incidenza di piccoli crostacei.

Tab. 1 - Composizione della dieta di *Euthynnus alletteratus*, relativa al campione totale e ai tre gruppi di taglia (LS in cm). Per le abbreviazioni si rimanda al testo.
Diet composition of *Euthynnus alletteratus*: total sample and size groups (standard length in cm). For the abbreviations see text.

		totale	34,4-39,9	40,1-59,0	60,5-86,5
Osteitti	F%	97,30	94,12	100,00	100,00
	P%	99,79	98,81	99,87	99,89
	N%	59,48	33,56	93,13	100,00
Crostacei	F%	8,11	11,76	8,33	0,00
	P%	0,12	1,15	0,05	0,00
	N%	40,32	66,44	6,11	0,00
Cefalopodi	F%	2,70	0,00	8,33	0,00
	P%	0,04	0,00	0,08	0,00
	N%	0,20	0,00	0,76	0,00
Vegetali	F%	5,41	5,88	0,00	12,50
	P%	0,05	0,04	0,00	0,11
N° tot. stomaci		84	24	30	30
N° stomaci vuoti		47	7	18	22
V%		56	29	60	73
Nm		13	17	11	9

Discussione e conclusioni

Dai nostri dati è possibile definire l'alletterato una specie prevalentemente piscivora. La sua dieta comprende anche invertebrati (crostacei e cefalopodi), il cui contributo decresce però all'aumentare della taglia. Secondo Manooch *et al.* (1985) *E. alletteratus* è inoltre un opportunista, in quanto basa la sua dieta su svariate prede gregarie distribuite irregolarmente, nelle quali si imbatte durante i suoi continui spostamenti. Le nostre osservazioni concordano con quelle di Yoshida (1979) e Manooch *et al.* (1985) per l'Atlantico, anche relativamente ai cambiamenti ontogenetici nelle preferenze alimentari della specie. La diminuzione dell'importanza, da noi rilevata, dei piccoli invertebrati all'aumentare della taglia del predatore è comune a molte altre specie ittiofaghe.

I suddetti autori riportano la presenza -sebbene quantitativamente poco rilevante- di specie demersali tra le prede dell'alletterato. Un'eventuale attività predatoria non esclusivamente connessa agli strati d'acqua più superficiali, spiegherebbe con una probabile ingestione casuale di materiale in sospensione la presenza dei resti vegetali in alcuni stomaci. Oren *et al.* (1959) hanno invece osservato in Mediterraneo orientale una maggiore importanza numerica dei crostacei (N%=63), rispetto ai pesci (N%=22) ed ai cefalopodi (N%=11).

Le abitudini alimentari di *E. alletteratus* sono in definitiva affini a quelle di altri sgombridi neritici di media taglia, quali *Sarda sarda* e *Katsuwonus pelamis*. Solo *Thunnus alalunga* sembra preferire prede poco mobili (Marano *et al.*, 1996). Sarebbe molto interessante un'analisi comparativa delle diete delle quattro specie, per valutare la sovrapposizione delle rispettive nicchie trofiche.

Bibliografia

MANOOCH C.S., III, MASON D.L., NELSON R.S. (1985) - Foods of little tunny, *Euthynnus alletteratus* collected along the southeastern and Gulf coasts of the United States. *Bull. Japan. Soc. Scient. Fish.*, **51** (8): 1207-1218.

MARANO G., BELLO G., DE ZIO V., ROSITANI L., VLORA A. (1996) - Aspetti biologici di *Thunnus alalunga* nell'Adriatico meridionale (Osteichthyes: Scombridae). *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 330-336.

OREN O.H., BEN-TUVIA A., GOTTLIEB E. (1959) - Experimental tuna fishing cruise in the eastern Mediterranean. *Proc. Tech. Pap. Gen. Fish. Counc. Medit.*, **5**: 269-279.

YOSHIDA H.O. (1979) - Synopsis of biological data on tunas of the genus *Euthynnus*. *FAO Fish. Synop.*, **122**: 1-57.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 768-771

L. CANNIZZARO, F. D'ANDREA, G. NORRITO, P. PIZZICORI

Istituto di Tecnologia della Pesca e del Pescato, Consiglio Nazionale delle Ricerche,
Via Luigi Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo, Trapani, Italia.

ASPETTI ECONOMICI DELLA PESCA DELLA LAMPUGA (*CORYPHAENA HIPPURUS* LINNAEUS, 1758) ALLE PELAGIE

ECONOMIC ASPECTS OF DOLPHIN-FISH FISHING (*CORYPHAENA HIPPURUS* LINNAEUS, 1758) AT PELAGIE ISLANDS

Abstract

In the dolphin-fish fishing seasons of the '95 and the '96 (September-December) in the Pelagie islands waters 6 and 8 fishing boats operated respectively. In the '95 they approximately captured 67 tons of dolphin-fish with a fishing effort of approximately 104 arbitrary units (u.a.) and an inclusive of taxes yield of approximately 80 million Lit, while in the '96, in spite of the increment of the fishing effort that reached the 126 u.a. the capture was approximately 41 tons and the inclusive of taxes yield approximately 34 million Lit.

Key-words: Dolphin-fish, FADs, Fishing-effort, Economic Aspects.

Introduzione

La lampuga (*Coryphaena hippurus*) è una specie epipelagica considerata un migratore su vasta scala diffusa nelle acque tropicali e sub tropicali di tutti gli oceani. In Mediterraneo è attivamente pescata dalla piccola pesca artigianale dalla fine di agosto alla fine di dicembre. La pesca viene effettuata mediante l'uso di strutture (cannizzati) atte ad attrarre le lampughe e rete da circuizione. Queste strutture sono generalmente costituite da tre o quattro rami di palma legate ad un galleggiante ed ancorate al fondo mediante grosse pietre. Ogni imbarcazione mediamente predispone all'inizio della stagione di pesca (seconda metà di agosto) circa 50 cannizzi. Ogni giorno fino alla fine della stagione di pesca (seconda metà di dicembre) ogni barca esplora tutti i propri cannizzi e accertata la presenza delle lampughe le cattura con una particolare rete da circuizione. I paesi mediterranei che tradizionalmente pescano la lampuga sono: Malta, Libia, Tunisia, Spagna (solo alle Baleari) ed Italia (solo in Sicilia). La lampuga viene commercializzata a fresco. Nei paesi appartenenti all'Unione Europea il consumo è limitato soltanto alla Sicilia ed alle Baleari. In questo lavoro vengono presentati risultati e analisi preliminari riguardanti la flottiglia da pesca, le catture, l'andamento dei prezzi, i costi, i ricavi e la rendita economica nelle stagioni di pesca del 1995 e 1996 a Linosa e Lampedusa.

Materiali e metodi

A partire dall'agosto 1995 nell'ambito del progetto "Dolphin-fish biological and fishing data in the Western Mediterranean" è iniziato ed è tuttora in corso il monitoraggio della pesca della lampuga nell'arcipelago delle Pelagie (Lampedusa e Linosa). In particolare si è trattato di censire la flottiglia da pesca, e sempre su base censitaria, determinare le catture ed il relativo sforzo di pesca mediante

interviste allo sbarco. Lo sforzo di pesca è stato calcolato come prodotto della capacità di pesca e dell'attività di pesca diviso 10000 per comodità. Ci è sembrato utile definire la capacità di pesca il prodotto del numero di imbarcazioni per il numero di cannizzi messi a mare mentre l'attività di pesca è stata definita come il prodotto del numero di ore passate a mare per il numero di cale effettuate. Nel caso in cui nessuna cala è stata effettuata il numero di cale è stato posto uguale a 1. Per quanto concerne gli aspetti economici il ricavo totale è stato stimato moltiplicando la cattura settimanale per il prezzo medio nella settimana considerata. Dalla differenza tra il ricavo totale prodotto dallo sforzo di pesca e il costo dello sforzo di pesca è stata ottenuta la rendita economica al lordo delle tasse.

Risultati e conclusioni

La tabella 1 mostra il numero di barche e il tonnellaggio complessivo per anno e per porto. Nel 1996 i pescherecci dediti alla pesca delle lampughe sono aumentate di una unità sia a Lampedusa che a Linosa. Le barche che hanno operato a Lampedusa mediamente sono molto più grandi di quelle che hanno operato a Linosa sia nel '95 che nel '96.

Tab. 1 - Numero di barche e relative T.S.L. per porto e per anno.
Number of boats and relative G.R.T. per port and per year.

Porto	N° barche 1995	TSL	N° barche 1996	TSL
Lampedusa	1	15.31	2	28.31
Linosa	5	11.12	6	14.11
Totale	6	26.43	8	42.42

Le catture totali e lo sforzo di pesca per mese a Linosa e Lampedusa nel 1995 e 1996 sono riportate in tabella 2. Le catture più abbondanti sono state sempre ottenute nel mese di ottobre in corrispondenza del massimo sforzo. A Linosa sia nel '95 che nel '96 lo sforzo di pesca in ottobre è stato quasi lo

Tab. 2 - Catture totali e sforzo di pesca a Linosa e Lampedusa nel 1995 e 1996. Lo sforzo di pesca è calcolato come: (n° di pescherecci x n° di cannizzi x ore in mare x n° di cale): 1000.
Total catch and fishing effort at Linosa and Lampedusa in the 1995 and 1996. The formula for the fishing effort is: (n° of boats x n° of kannizzi x time at sea x n° of hauls): 1000.

	LINOSA				LAMPEDUSA			
	1995		1996		1995		1996	
Mese	Cattura Kg	Sforzo	Cattura Kg	Sforzo	Cattura Kg	Sforzo	Cattura Kg	Sforzo
Agosto	4298	17093	0	0	0	0	0	0
Settembre	9226	16765	8025	24549	538	21	526	87
Ottobre	31483	51788	12167	50936	2690	34	2896	862
Novembre	10150	8343	11680	40090	820	5	1305	556
Dicembre	7677	10404	4389	8832	0	0	0	0
Totale	62834	104393	36261	124408	4048	61	4727	1507

stesso ma la cattura dell'ottobre '96 è stata poco più di un terzo di quella del '95. Lo sforzo in tutta la stagione '96 a Linosa è stato più grande di circa il 20% rispetto a quello del '95 ma la cattura è diminuita di circa il 42%. A Lampedusa nel '96 lo sforzo è stato circa 25 volte più grande di quello del '95 ma la cattura è aumentata solamente di circa il 16%.

La tabella 3 mostra il ricavo totale, i costi e la rendita economica al lordo delle tasse in percentuale del ricavo. A differenza di altri mestieri di pesca l'attrezzo di pesca (cannizzo) è a perdere. Il costo del lavoro è la parte principale dei costi ed assorbe mediamente circa il 40% del ricavo. I buoni risultati del

Tab. 3 - Ricavo totale, costi e rendita economica al lordo delle tasse in percentuale del ricavo totale.
Total revenue, costs and inclusive of tax yield in percent of the total revenue.

Località	**LINOSA**		**LAMPEDUSA**	
Anno	1995	1996	1995	1996
RICAVO TOTALE	**156.691.600**	**108.784.000**	**16.903.000**	**18.924.000**
Costi carburante e lubrificante	2.9 %	4.0 %	11.1 %	18.3 %
Costi attrezzo pesca (cannizzi)	**4.5 %**	**7.4 %**	**6.0 %**	**10.7 %**
Costi per attrezzature	2.0 %	3.4 %	2.8 %	5.2 %
Manutenzione ordinaria e straordinaria	2.2 %	4.1 %	2.5 %	6.6 %
Costo del lavoro	**39.3 %**	**42.5 %**	**33.1 %**	**44.4 %**
Ammortamento	2.6 %	8.2 %	7.7 %	10.7 %
TOTALE COSTI	**53.5 %**	**69.5 %**	**63.3 %**	**95.9 %**
Rendita economica al lordo delle tasse	**46.5 %**	**30.5 %**	**36.7 %**	**4.1 %**

1995 hanno contribuito a convincere altri pescatori a dedicarsi a questa pesca ma la stagione di pesca del 1996 è stata caratterizzata da un crollo nelle catture dovuto in parte alle cattive condizioni meteorologiche ed in parte ad una diminuzione generalizzata della risorsa.

La figura 1 mostra le catture per settimana in funzione dello sforzo di pesca per settimana nelle stagioni '95 e '96 a Linosa. Sia nel '95 che nel '96 le catture

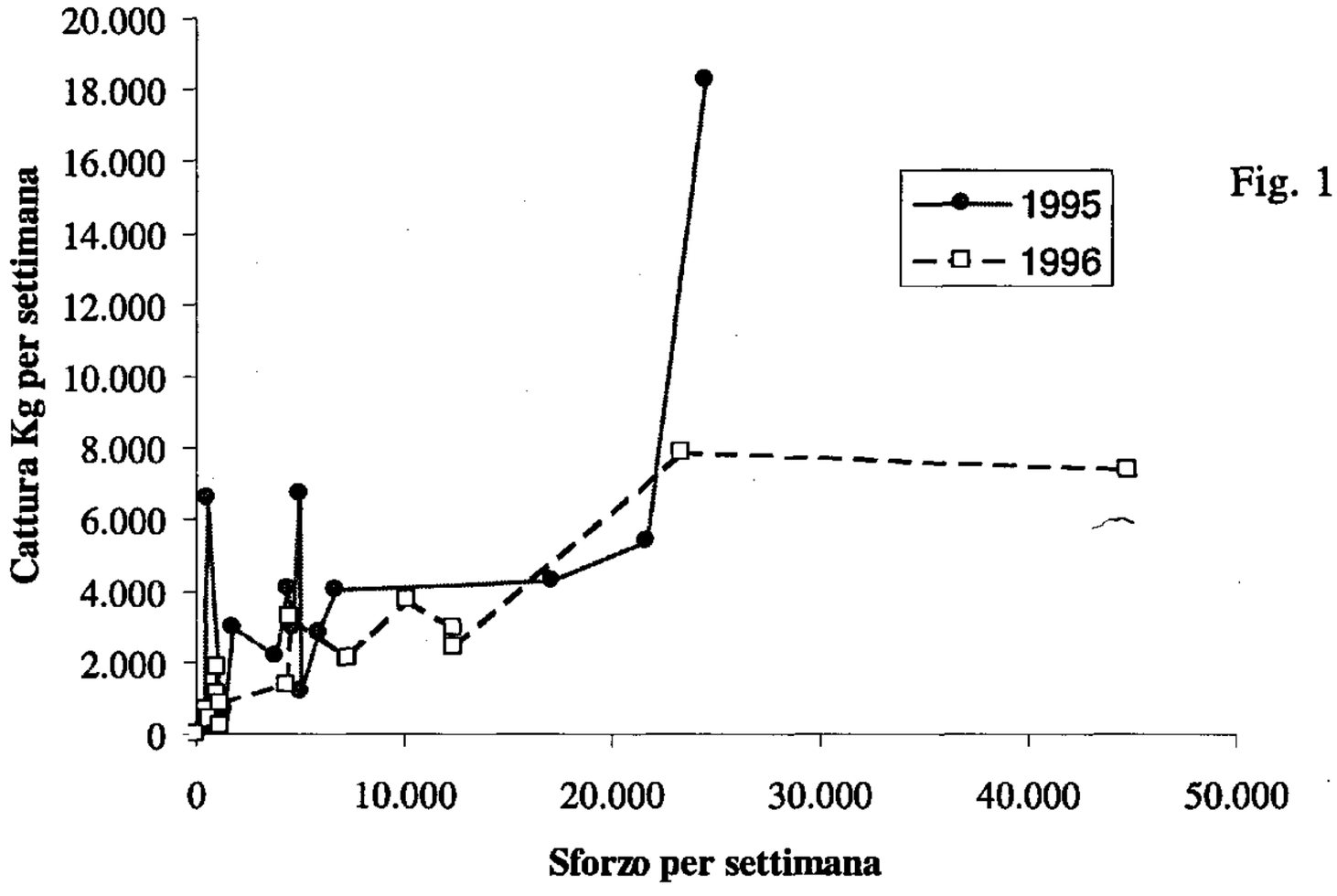


Fig. 1 - Cattura e sforzo per settimana a Linosa.
Catch and fishing effort per week at Linosa.

presentano un andamento oscillante per sforzi al di sotto di 12000. Tenuto conto dell'andamento oscillante le catture sia nel '95 che nel '96 crescono sempre al crescere dello sforzo. Lo sforzo massimo per settimana nel '95 è stato di 25000 circa con una cattura corrispondente di circa 18000 Kg mentre nel '96 è stato quasi 45000 con una cattura di 7400 Kg. Il prezzo medio durante tutta la stagione di pesca a Linosa è stato circa 2890 £ a Kg nel '95 e 3150 £ a Kg nel '96. Sebbene nel '96 a Linosa i prezzi pagati ai pescatori siano stati mediamente migliori, data la scarsità delle catture, rispetto al 1995 la rendita economica al lordo delle tasse in percentuale del ricavo è passata dal 46 % al 30 %. A Lampedusa il prezzo medio pagato ai pescatori nel '95 è stato 4600 £ a Kg mentre nel '96 è stato fissato, con un accordo tra compratori e pescatori, un prezzo di 4000 £ a Kg per tutta la stagione di pesca.

Bibliografia

CUNNINGHAM S., DUNN M. R., D. WHITMARSH (1985) - *Fisheries Economics an introduction.* Mansell Publishing Limited London.

HANNESSON R. (1988) - Optimum fishing effort and economic rent: a case study of Cyprus - *FAO Fish. Tech. Pap.*, **299**: 57 p.

MEDINA PIZZALI A. F. (1988) - Small-scale fish landing and marketing facilities - *FAO Fish. Tech. Pap.*, **291**: 68 p.

PANAYOTOU T. (1982) - Management concepts for small-scale fisheries:economic and social aspects - *FAO Fish. Tech. Pap.*, **228**: 53 p.

PIZZICORI P., CANNIZZARO L., RIZZO P., GIUSTO G. B., NORRITO G. (1996) - Pesca dei piccoli e medi pelagici a Lampedusa – *Biol. Mar. Medit.* **3** (1): 561-564.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 772-774

F. PORTINCASA, D. CARNIMEO, F. DONADIO, M. ROSSINI, L. ROSITANI*

Ente Autonomo Acquedotto Pugliese - Servizio Vigilanza Igienica.
V.le V. E. Orlando - 70100 Bari, Italia.
* Laboratorio di Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) - 70100 Bari, Italia.

L'INQUINAMENTO COSTIERO AD OPERA DEI REFLUI DEPURATI. ASPETTI IGIENICO-SANITARI: LA DIFFUSIONE DI ENTEROPATOGENI

COASTAL POLLUTION BY TREATED WASTE WATER. SANITARY AND HEALTH ASPECTS: ENTEROPATHOGENIC CELLS DIFFUSION

Abstract

The feeding on raw sea foqds causes oro-fecal disease to coastal populations in the Apulian region (Southern Italy). Treated waste waters from the region were analysed in order to evaluate the diffusion of enteropathogenic agents; chlorinating, or generally disinfecting, of the waste water treated effluents reduces (at very low value) the infection risk.

Key-words: Pathogenic bacteria, waste water, disinfection.

Introduzione

La Regione Puglia spesso si trova a dover far fronte al fenomeno della diffusione delle malattie a trasmissione oro-fecale, veicolate anche da prodotti ittici consumati freschi. In questo lavoro riportiamo i risultati di indagini preliminari tese ad appurare il ruolo svolto dai reflui urbani depurati, nella diffusione ambientale degli enterobatteri.

Materiali e metodi

Sono stati esaminati in totale 303 campioni di acqua, di cui 105 prelevati in ingresso e 198 in uscita, da 18 impianti depurativi del territorio pugliese, nel periodo 1995 - 97; si sono inoltre analizzati 288 campioni prelevati allo sbocco di 36 collettori pluviali dall'aprile del '96 all'aprile del '97.

La ricerca dei batteri patogeni (Figura, 1991; Le Minor, 1991; Dodin, 1991) è stata eseguita mediante arricchimento e successiva semina in terreni selettivi (Koneman *et al.*, 1987; Aulicino *et al.*, 1995); le colonie sospette sono state poi identificate mediante sistema automatico Sceptor.

Risultati e discussione

Nella tabella 1 vengono riportati il numero e la percentuale dei patogeno positivi rilevati sugli affluenti e sugli effluenti esaminati.

Le specie patogene rinvenute all'uscita dai depuratori e dai collettori pluviali vengono riportati in tabella 2. E' interessante notare che, sebbene siano spesso scarsamente considerati come vettori di rischio microbiologico, i collettori pluviali, invece, svolgono un ruolo attivo nella diffusione ambientale di specie microbiche.

Tab. 1 - Numero e percentuale di campioni patogeno positivi in ingresso ed in uscita dagli impianti di depurazione e dai collettori pluviali.
Pathogenic samples number and percentage from the affluent and effluent of monitored waste water treatment plants and waterspouts.

Impianti di depurazione	N° campioni	Campioni patogeno positivi	
		N°	%
Affluente	105	20	19
Effluente	198	16	8
Collettori pluviali	288	140	49

Tab. 2 - Specie patogene rinvenute all'uscita dai depuratori e dai pluviali.
Pathogenic species collected from waste water treatement plant and waterspout outlets.

Specie patogene rinvenute all'uscita dai depuratori	Specie patogene rinvenute all'uscita dai pluviali
Vibrio alginolyticus	*Vibrio algynoliticus*
Vibrio metschnikovii	*Vibrio metschnikovii*
Vibrio fluvialis	*Klebsiella pneumoniae*
Vibrio vulnificus	*Pasteurella aerogenes*
Vibrio mimicus	*Salmonella spp.*
Vibrio parahaemolyticus	*Serratia liquefaciens*
Yersinia enterocolitica	*Serratia marcescens*
Salmonella arizona	*Serratia odorifera*
Salmonella paratyphi A	*Serratia plymutica*
Shigella dissenteriae	*Escherichia coli*
Pasteurella multocida	

Vengono riportati i dati relativi alla presenza di patogeni nei reflui provenienti da impianti di depurazione, correlati al Clororesiduo (Tab. 3). Dall'analisi dei dati ottenuti si evince che una sufficiente disinfezione del refluo si ottiene solo con livelli di Clororesiduo almeno compresi tra 0 e 0,1 mg/l. Questo comporta

Tab. 3 - Concentrazione di clororesiduo, numero e percentuale di campioni patogeno positivi nei reflui degli impianti di depurazione monitorati.
Chlorine residual, pathogenic samples number and percentage from monitored waste water treatment plants.

Clororesiduo mg/l	N° campioni	Campioni patogeno positivi	
		N°	%
0	130	110	85
0,0-0,1	40	20	50
>0,1	28	9	32

la possibilità di immissione di cloro nell'ambiente, con i relativi rischi di inquinamento che questo elemento e suoi composti possono provocare (Singer *et al.*, 1988).

La strada da percorrere in futuro appare quindi quella di ottimizzare il processo depurativo e di studiare ed applicare sistemi di disinfezione alternativi al cloro, (in modo da consentire la disinfezione ed un impatto ambientale ridotto). Tutto ciò permetterà inoltre di riutilizzare le acque reflue nel settore agricolo ed evitare il loro sversamento in mare.

Bibliografia

AULICINO F. A., MUSCILLO M., VOLTENA L. (1995) - *Acque potabili: i problemi microbiologici emergenti.* Pitagora ed., 2: 153-169.

DODIN A. (1991) - Genre *Vibrio. Atti del IV Convegno Internazionale dell'Ordine Nazionale dei Biologi,* **1**: 125-130.

FIGURA N. (1991) - Il genere *Campylobacter. Atti del IV Convegno Internazionale dell'Ordine Nazionale dei Biologi,* **1**: 141-150.

LE MINOR L. (1991) - Le genre *Salmonella. Atti del IV Convegno Internazionale dell'Ordine Nazionale dei Biologi,* **1**: 81-86.

KONEMAN E.W., STEPHEN D. ALLEN, DOWELL V.R., SOMMERS HERBERT M. (1987) - *Atlante di microbiologia diagnostica.* Antonio Delfino ed.: 61-224.

SINGER P. C., BROWN R., WISEMAN J. Jr. (1988) - Formation of halogenated organicsduring waste water disinfection. *Water Resources Research Institute of the University of North Carolina,* rep. **239**: 12-22.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 775-779

R.A. Cavallo, L. Stabili, M.I. Acquaviva, C. Rizzi

Istituto Sperimentale Talassografico "A. Cerruti" – CNR, Via Roma, 3 - 74100 Taranto, Italia.

DISTRIBUZIONE E SIGNIFICATO ECOLOGICO DI VIBRIONACEAE NELLA ZONA COSTIERA DELL'ADRIATICO MERIDIONALE

DISTRIBUTION AND ECOLOGICAL SIGNIFICANCE OF VIBRIONACEAE IN THE COASTAL WATERS OF SOUTH ADRIATIC SEA

Abstract

This study examined the distribution of Vibrionaceae in marine coastal waters of the Adriatic Sea. Attention was focused on the fraction growing at 35 °C comprising a few of Vibrio species that are pathogenic agent to man and /or to other marine organisms. The results show the space distribution and the seasonal changes of Vibrionaceae.

Key-words: Marine vibrios, distribution, sea water.

Introduzione

La conoscenza della flora microbica delle acque mediterranee, nonostante l'incremento degli studi svolti negli anni recenti, è tuttora insufficiente. La comparazione dei dati presenti in letteratura risulta, infatti, difficoltosa sia per i problemi legati alle metodologie impiegate (Simidu *et al.*, 1983) sia per le peculiari diversità geografiche ed idrologiche delle aree marine esaminate dai diversi autori. In tale contesto è noto che nell'ecosistema marino i batteri eterotrofi svolgono un ruolo importante nella ciclizzazione degli elementi biogeni fondamentali. Studi condotti sul genere *Vibrio,* ad esempio, hanno dimostrato che tali batteri sono implicati nel processo di riduzione dei nitrati nel ciclo dell'azoto (Focht, 1982). Questi microrganismi rappresentano una frazione considerevole della flora batterica eterotrofa marina in acque costiere e di estuario, ove possono raggiungere, insieme agli altri componenti della famiglia delle *Vibrionaceae*, una concentrazione pari al 50% della carica batterica totale (Colwell, 1984); la loro concentrazione si riduce, invece, nelle acque oceaniche (Sieburth, 1971). La frazione di vibrioni capaci di crescere a 35°C, potenzialmente patogena per l'uomo e più strettamente limitata alle aree costiere rispetto ai vibrioni "totali", aumenta nelle zone ricche di materia organica con l'aumentare della temperatura dell'acqua (Crisafi e Maugeri, 1990). In questo lavoro è stata valutata la presenza di *Vibrionaceae* in campioni di acqua di mare provenienti da due località scelte nell' Adriatico Meridionale: Brindisi e S. M. di Leuca. Lo studio è stato rivolto soprattutto ai vibrioni che suscitano particolare interesse a causa delle loro implicazioni di carattere igienico-sanitario.

Materiali e metodi

Per ciascuna località esaminata sono stati fissati quattro siti di prelievo (stazione 1, 2, 3 e 4) lungo un transetto perpendicolare alla costa a partire da una distanza di 0,80 miglia per Brindisi e 0,71 per S. M. di Leuca. Nell'arco di un intero anno (febbraio 1996-gennaio 1997) sono stati prelevati campioni di acqua

sia in superficie che ad una profondità compresa tra 5 e 50 m a seconda della batimetria. Le Vibrionaceae sono state ricercate mediante filtrazione di 500 ml di acqua su membrane sterili, arricchimento in Alkaline Peptone Water e successiva semina su TCBS agar (+ 2% di NaCl). L'identificazione, sino al livello di specie, è stata effettuata secondo gli schemi operativi riportati nel Bergey's Manual (1984) integrato con lo schema di Alsina e Blanch (1994). Inoltre, relativamente a ciascun campione, è stata effettuata la ricerca dei classici bioindicatori di contaminazione fecale. Infine, in tutti i punti di prelievo sono stati determinati i principali parametri chimico-fisici quali pH, salinità, T e O_2.

Risultati

In generale, in entrambe le località, non si evidenziano differenze sia per quanto riguarda le quattro stazioni esaminate sia tra i campioni di superficie e di profondità. Le percentuali delle specie isolate sono riportate in Fig. 1 e l'andamento

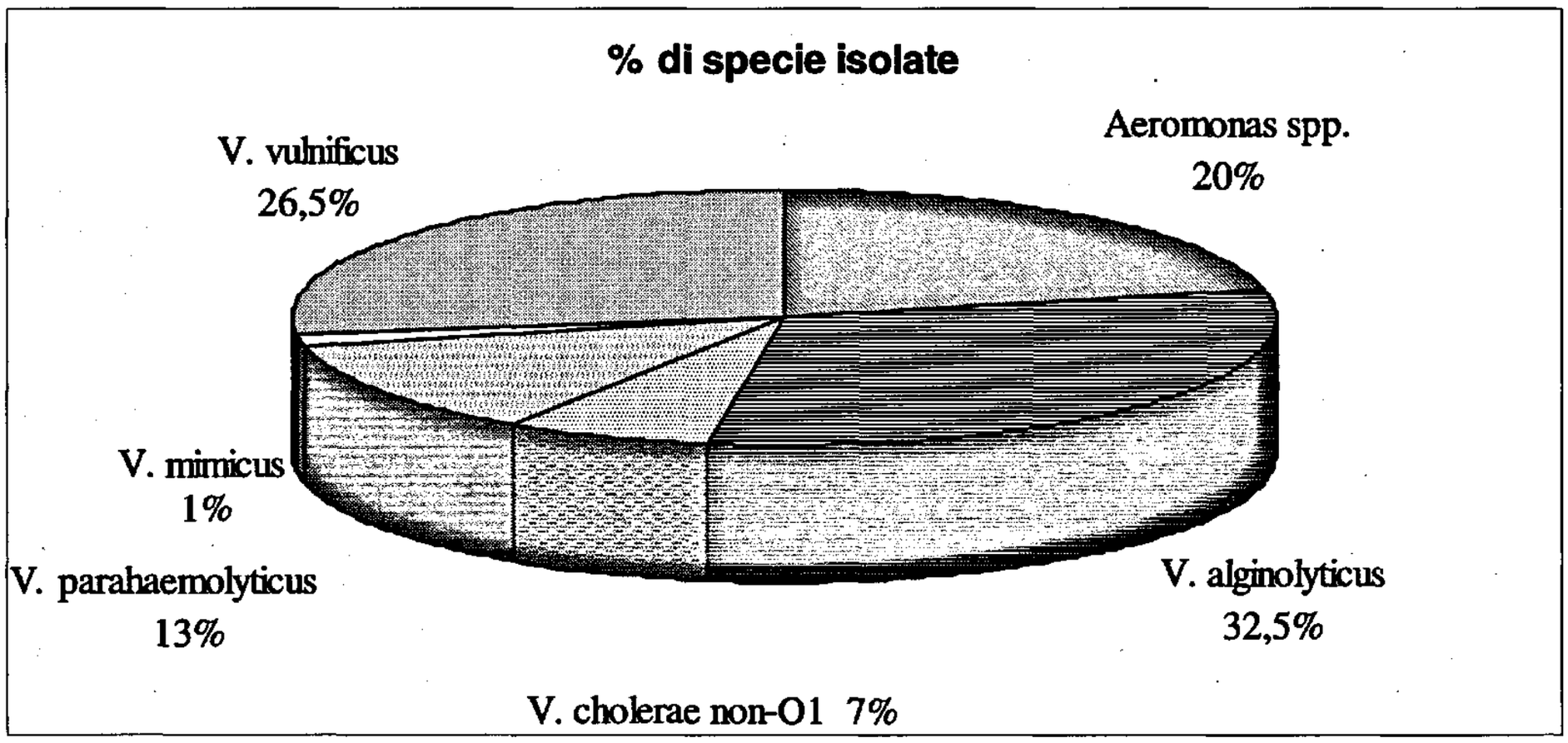


Fig. 1 - Percentuali di specie di *Vibrionaceae* isolate.
Percentages of isolated *Vibrionaceae* species.

stagionale nelle Fig. 2 e 3 per Brindisi e S. M. di Leuca rispettivamente. In particolare, a Brindisi *Vibrio alginolyticus* è risultato ubiquitario e predominante; *Aeromonas* spp. e *Vibrio vulnificus* sono stati tra le specie maggiormente isolate; *Vibrio parahaemolyticus,* isolato saltuariamente, è risultato più abbondante nella stazione 3, mentre *Vibrio cholerae* non-O1 è stato ritrovato esclusivamente nel periodo autunno-invernale. Va sottolineata, infine, la presenza di *Vibrio mimicus* nel mese di gennaio nei campioni di profondità delle stazioni 2, 3 e 4. Parallelamente a quanto osservato a Brindisi, le specie riscontrate nei campioni provenienti da S. M. di Leuca confermano quanto noto sull'ecologia dei vibrioni. Infatti, *V. alginolyticus* è risultato la specie più frequentemente isolata in tutte le stazioni sia nei campioni di superficie che di profondità; *V. vulnificus* è stato la seconda specie maggiormente rappresentata; abbondante è stato anche il rinvenimento di *Aeromonas* spp. la cui percentuale d'isolamento era decrescente con l'aumentare della distanza dalla costa; *V. parahaemolyticus* è stato riscontrato quan-

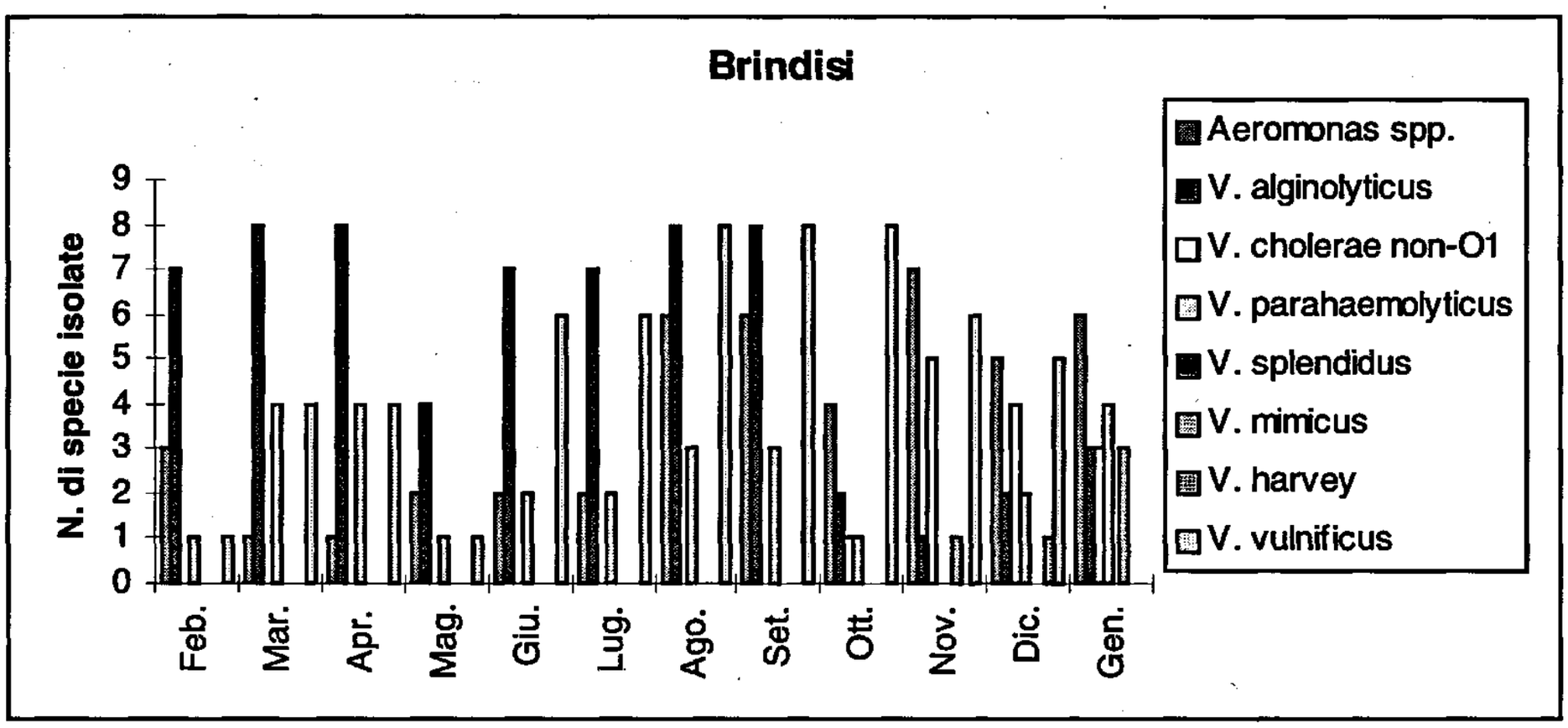


Fig. 2 - Andamento stagionale delle specie di *Vibrionaceae* isolate a Brindisi.
Seasonality of *Vibrionaceae* species isolated at Brinidisi.

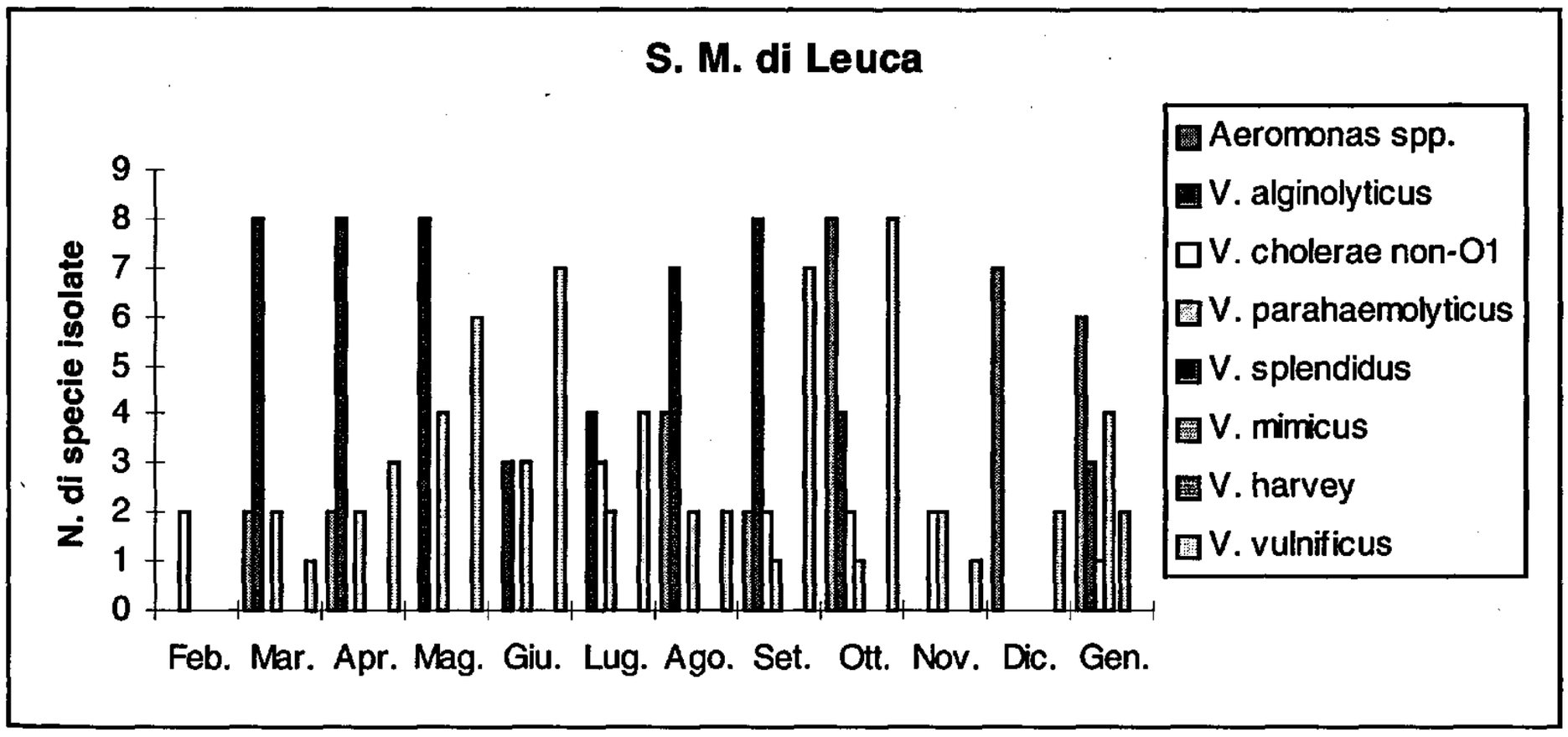


Fig. 3 - Andamento stagionale delle specie di *Vibrionaceae* isolate a S. M. di Leuca.
Seasonality of *Vibrionaceae* species isolated at S. M. di Leuca.

do la temperatura dell'acqua oscillava tra 11,7 e 26,1 °C in particolar modo nelle stazioni più prossime alla costa. Infine, *V. mimicus* è stato rinvenuto solo nel mese di gennaio.

Discussione

Nelle due località considerate sono state identificate, nell'ambito delle *Vibrionaceae*, specie ritenute potenziali agenti eziologici di malattie in animali marini ed anche nell'uomo. In particolare, *V. alginolyticus*, specie tipicamente marina, presente nelle acque costiere delle zone temperate (Molitoris *et al.* 1985),

è risultato molto diffuso in tutte le stazioni esaminate. Pertanto si può ipotizzare, in accordo con quanto descritto da altri autori (Crisafi e Maugeri, 1990), che tale specie prenda spesso il sopravvento nei campioni costieri mascherando, talvolta, la presenza delle altre specie di vibrioni. *V. parahaemolyticus,* organismo moderatamente alofilo, caratteristico delle zone costiere e di estuario, è stato isolato in ambienti marini temperati. Studi compiuti da Colwell *et al.* (1977) hanno dimostrato che la presenza di *V. parahaemolyticus* dipende da fattori di natura chimica, fisica e biologica tra i quali sicuramente meritano particolare attenzione la salinità, la temperatura e la disponibilità di materia organica. In questo lavoro i valori medi annuali di salinità e di temperatura registrati per le due località erano pari a 38‰ e 16,7 °C rispettivamente e *V. parahaemolyticus* è stato isolato con una percentuale media del 13%. Tale specie è stata rinvenuta non costantemente nei mesi estivi e occasionalmente nei mesi invernali. *V. vulnificus* ha minori esigenze per quanto concerne la richiesta di sostanza organica ed una minore sensibilità alla temperatura rispetto a *V. parahaemolyticus*. Ciò spiegherebbe perché, in entrambe le località esaminate, *V. vulnificus* è stato isolato più frequentemente rispetto a *V. parahaemolyticus*. *V. mimicus*, come *V. cholerae*, mostra una scarsa sopravvivenza all'aumentare della temperatura. Studi compiuti da Chang *et al.* (1995) hanno evidenziato la presenza di *V. mimicus* nel mese di gennaio quando la temperatura dell'acqua era pari a 3,5 °C. Coerentemente a tali osservazioni *V. mimicus* è stato rinvenuto a gennaio sia a Brindisi che a S. M. di Leuca, con un valore medio della temperatura pari a 11,5 °C. Anche *V. cholerae* non-O1, vibrione potenzialmente tossinogeno, nella nostra indagine è stato isolato, in entrambe le località, nei mesi autunno-invernali. Va sottolineato che l'isolamento dei vibrioni è risultato generalmente ridotto in inverno; ciò è in relazione all'effetto della temperatura sulla moltiplicazione dei vibrioni alofili. Infine, il rinvenimento dei vibrioni, in accordo con studi relativi all'ecologia di tali specie (Colwell *et al.*, 1984; Crisafi *et al.*, 1985; Crisafi, 1988; Crisafi e Maugeri, 1990), non presenterebbe alcuna correlazione con la contaminazione fecale. Infatti, gli ambienti marini esaminati non presentano valori significativi degli indici di contaminazione fecale in tutto l'arco dell'anno.

Ringraziamenti

Si ringraziano la Dr.ssa T. Vozza ed il Sig. C. Macripò per la collaborazione scientifica e tecnica rispettivamente.

Bibliografia

ALSINA M., BLANCH A. R. (1994) - A set of keys for biochemical identification of environmental *Vibrio* species. *Jour. Appl. Bacteriol.*, **76**: 79-85.

BAUMAN P., SCHUBERT R. H. W. (1984) - Vibrionaceae. In: Krieg N. R., Holt J. G. (eds). *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, Williams & Wilkins, Baltimore, **1**: 516-548.

CHANG S. H., SONG D. J., YANG S. J., SHIN I. S., KIM Y. M. (1995) - Ecology of *Vibrio cholerae* non O1 and *Vibrio mimicus* in estuary of Kum River, Korea. *J. Korean Fish. Soc.*, **28-1**: 15-22.

COLWELL R. R. (1984) - *Vibrios in the environment.* Wiley and Sons, Chichester: 623 pp.

COLWELL R. R., KAPER J., JOSEPH S.W. (1977) - *Vibrio cholerae, Vibrio parahaemolyticus* and other vibrios: occurrance and distribution in Chesapeake Bay. *Science,* **198**: 394-396.

CRISAFI E., MAUGERI T.L. (1990) - Ecologia delle Vibrionaceae in ambienti costieri marini e salmastri della Sicilia. *Oebalia,* **16** (1): 507-514.

FOTCH D. D. (1982) - Denitrification. In: Burns R. G. and Slater J. H. (eds), *Experimental Microbial Ecology*, Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edinburgh, Boston, Melbourne: 194-211.

MOLITORIS E., JOSEPH S.W., KRICHEVSKY M.I., SINDHUHARDJA W., COLWELL R.R. (1985) - Characterization and distribution of *Vibrio alginolyticus* and *Vibrio parahaemolyticus* isolated in Indonesia. *Appl. Environ. Microbiol.*, **50** (6): 1388-1394.

SEIBURTH J.McN. (1971) - Distribution and activity of oceanic bacteria. *Deep-sea Res.*, **18**: 1111-1121.

SIMIDU U., TSUKAMOTO K.(1985) - Habitat segregation and biochemical activities of marine members of family *Vibrionaceae*. *Appl. Environ. Microbiol.*, **50-4**: 781-790.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 780-784

A.M. CICERO, M. GABELLINI*, R. MORLINO, E. VESCHETTI**

Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare,
Via L. Respighi, 5 - 00197 Roma, Italia.
* C.I.B.M. - Livorno, Italia.
** Via E. Berlinguer, 26 - 00030 Colonna (RM), Italia.

LIVELLI DI CONTAMINANTI ORGANOALOGENATI IN SEDIMENTI DEL PORTO DI PIOMBINO DA SOTTOPORRE AD ESCAVO: ASPETTI DI GESTIONE AMBIENTALE

ORGANOHALOGEN COMPOUNDS IN HARBOUR DREDGING SEDIMENTS OF PIOMBINO (CENTRAL ITALY): ASSESSMENT IN ENVIRONMENTAL MANAGEMENT

Abstract

An analysis of organohalogen compounds (PCB's and pesticides) in dredging sediments of Piombino harbour was performed in order to evaluate the possibility of the disposal at sea according to italian criteria (Legislative decree 24.01.96). This paper illustrates the results of O.C. compounds concentration in the examined sediments. In order to the management ipothesys, the relieved values were compared with the Dutch Quality Objectives.

Key-words: organohalogen compounds; sediment; dredging; harbour.

Introduzione

Una corretta impostazione delle problematiche connesse con le attività di movimentazione dei fondali marini prevede un percorso che, partendo dalla fase di caratterizzazione e valutazione dei materiali da sottoporre ad escavo, termini con indicazioni prècise circa la gestione di tali materiali (Pellegrini et *al.*, 1992; Gabellini et *al.*, in stampa).

Nel nostro Paese, lo sversamento in mare dei materiali di risulta del dragaggio portuale risponde ad un criterio di accettabilità, definito a livello normativo (D.M. 24.01.96. in G.U. del 7.02.96), che impone di verificare la qualità del sedimento da movimentare attraverso lo studio delle caratteristiche chimiche, fisiche e microbiologiche.

Materiali e metodi

Tra le classi di contaminanti considerati nella normativa, sono stati ricercati i composti organoalogenati, contaminanti organici persistenti e bioaccumulabili, con un destino ambientale che vede nei sedimenti marini un comparto di accumulo e di trasferimento al biota (UNEP 1990; 1996). Nel presente lavoro sono riportati i risultati relativi a 8 carote di sedimento, prelevate in 3 sub-aree del porto di Piombino (fig. 1). In riferimento alla normativa vigente (D.M. 24.01.96), che definisce la maglia di campionamento in funzione delle superfici e dei volumi da escavare, le 8 carote sono state così prelevate: 4 nell'area A, 2 nelle aree B e C, rispettivamente. Ciascuna carote, di lunghezza inferiore al metro, è stata suddivisa in 2 frazioni, corrispondenti ai primi 10 cm (S) ed agli ultimi 10 cm

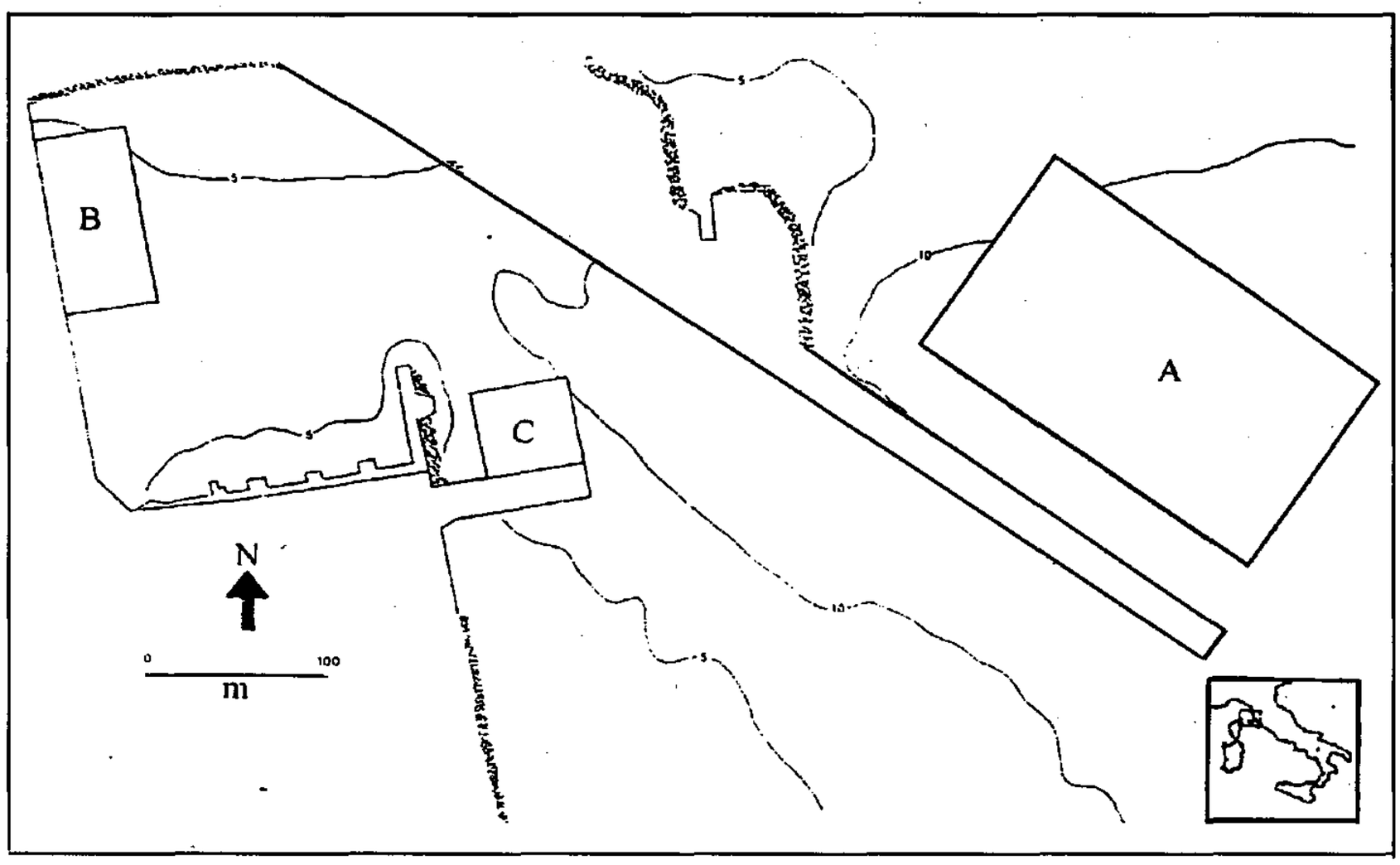


Fig. 1 - Porto di Piombino: stazioni di campionamento.
Piombino harbour: sampling stations.

(P); entrambe le frazioni sono state omogeneizzate prima di procedere al prelievo di un campione per ciascuna frazione. I campioni sono stati analizzati per gascromatografia associata alla spettrometria di massa, utilizzando la tecnica Selected Ion Monitoring (S.I.M.), ai fini della identificazione quali-quantitativa di Policlorobifenili (PCB's); del DDT e metaboliti (DD's); degli isomeri α, β, γ, δ dell'Esaclorocicloesano (HCH's).

Per ciascuna frazione è stata inoltre determinata la composizione tessiturale del sedimento, in accordo alla scala Wentworth (1922) e la percentuale di sostanza organica totale, calcolata secondo il metodo descritto da Ball (1964).

Risultati

I risultati ottenuti (tab. 1) mostrano livelli di concentrazione molto elevati, anche in riferimento a quanto riportato in letteratura per il mar Tirreno (tab. 2), con valori massimi intorno a 4 mg/kg p.s. per i PCB's; 2 mg/kg p.s. per gli HCH's; 0.3 mg/kg p.s. per i DD's.

I livelli superficiali risultano essere mediamente più contaminati. Analogamente, la % di S.O presenta valori tendenzialmente elevati nelle frazioni superficiali, in particolare nelle stazioni 3 S; 5 S e 12 S.

La tessitura del sedimento dimostra una prevalenza della frazione sabbiosa nelle aree A (sabbia 51.3%-74.7%) e C (sabbia 42.4%-78.4%), mentre l'area B è caratterizzata principalmente da sedimenti siltoso-argillosi (71.1%-87.4%). Dall'osservazione dei risultati ottenuti non vengono evidenziate differenze significative tra i livelli superficiali e quelli profondi, nè corrispondenza tra le concentrazioni dei contaminanti e la tessitura e la % di S.O. del sedimento esaminato.

Ai fini della gestione di tali sedimenti, in riferimento ai composti considerati, indicatori di attività antropica e sicuramente rilevanti sotto il profilo ecotossicologico, i valori trovati sono stati confrontati con i dati provenienti da

Tab. 1 - Concentrazione (mg/kg p.s.) dei contaminanti organoalogenati nei sedimenti da sottoporre ad escavo.

Concentration (mg/kg p.s.) of organohalogen compounds in dredging sediments.

	AREA A							
	1S	1P	2S	2P	3S	3P	4S	4P
% S.O.	3,8	6,71	6,7	7,7	9,8	4,2	4,8	3,2
HCH's	0,594	0,036	0,086	0,044	0,022	0,042	0,107	0,012
PCB's	0,179	0,058	2,431	0,291	1,625	0,423	1,606	0,217
DDD tot.	0,007	0,004	0,007	0,014	0,017	0,012	0,013	0,007
DDE tot.	0,089	0,015	0,009	0,037	0,046	0,044	0,067	0,023
DDT tot.	0,026	0,008	0,029	0,035	0,042	0,026	0,027	0,018
DD's	0,122	0,027	0,045	0,086	0,105	0,082	0,107	0,048

	AREA C				AREA B			
	5S	5P	6S	6P	7S	7P	8S	8P
% S.O.	11,4	4,9	8,3	4,5	12,2	3	8,5	7,2
HCH's	2,04	0,325	0,315	0,267	0,805	0,63	0,902	1,703
PCB's	3,938	2,973	0,749	0,108	0,47	0,047	0,133	0,438
DDD tot.	0,053	0,024	0,022	0,029	0,034	0,006	0,007	0,029
DDE tot.	0,01	0,004	0,003	0,149	0,147	0,126	n.r.	0,034
DDT tot.	0,217	0,026	0,072	0,048	0,057	0,008	0,247	0,119
DD's	0,28	0,054	0,097	0,226	0,238	0,14	0,254	0,182

aree costiere del Tirreno (tab. 2). Dal confronto con i risultati da noi ottenuti emerge che i livelli rilevati sono riferibili ad un'area molto compromessa, tali da non consentire, tal quali, uno sversamento in mare dei fanghi da dragare.

La normativa italiana, d'altro canto, non definisce dei criteri di qualità numerici per l'ammissibilità allo sversamento in mare dei materiali di risulta. Ai fini gestionali, pertanto, abbiamo ritenuto interessante operare un confronto tra i valori ottenuti sui sedimenti del porto di Piombino ed eventuali indici di qualità presenti in Letteratura. Sono stati, conseguentemente, esaminati gli Obiettivi di Qualità proposti dal Governo olandese (tab. 3), che ha sviluppato criteri di classificazione dei materiali provenienti da attività di dragaggio (Donze et *al.*, 1990). Tale protocollo prevede la stesura di Liste di valori di concentrazione di para-

Tab. 2 - Concentrazione (mg/kg) di contaminanti organoalogenati in sedimenti del mare Tirreno.

Concentration (mg/kg) of organohalogen compounds in sediments of Thyrennian Sea.

	Media	Min.	Max.
PCB's	0,102	6x10-4	3,2
DD's	0,004	2x10-4	0,027
HCH's	0,002	1x10-4	0,027

UNEP/FAO/WHO/IAEA,1990

metri considerati significativi, per tutte le classi di contaminanti, definendo tre livelli ambientali: Quality Objective 2000, che rappresenta il minino di contaminazione da raggiungere per l'anno 2000; Test Value, che viene utilizzato per valutare l'accettabilità ambientale dello sversamento in mare di materiali di dragaggio; Warning Value, che definisce il livello di rischio oltre il quale sono necessarie indagini ambientali suppletive. Sulla base di tale principio il Governo olandese suddivide il materiale di risulta in classi di contaminazione così come riportato in tabella 3.

Il confronto con i valori rilevati a Piombino conferma nuovamente la non ammissibilità dello sversamento in mare di questi materiali.

Conclusioni

L'elaborazione di indagini di qualità numerici per la classificazione dei materiali di risulta dal dragaggio, almeno per i contaminanti più rilevanti sotto il profilo ecotossicologico, rappresenta attualmente una esigenza primaria cui tendere al fine di una gestione del dumping ambientalmente compatibile.

Tab. 3 - Obiettivi di Qualità del Governo Olandese per la classificazione dei materiali da sottoporre ad escavo.
Dutch Quality Objectives on dredging sediments classification.

Quality Objectives 2000			Provisional	Provisional
Parametro	*M* list	*I* list	*Test* values	*Warning* values
PCB's			0,2	0,4
PCB (*)	0,004		0,03	0,1
DD's		0,01	0,02	0,5
α- HCH			0,02	0,5
β- HCH			0,02	0,5
γ- HCH	0,001		0,02	0,5

Per sedimento standard con 10% di S.O. e 25% di argilla.
PCB (*) - come congeneri singoli: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

Sulla base dei dati in tabella, il Governo olandese suddivide i materiali di dragaggio in classi di contaminazione.

Classe 1: sedimenti di qualità uguale o migliore del Q.O.2000; I sedimenti possono essere sversati in mare senza riserve.

Classe 2: sedimenti di qualità intermedia tra Q.O.2000 e T.V. I sedimenti possono essere sversati purchè non si peggiori la qualità dell'area di scarico.

Classe 3: sedimenti con valori compresi fra il T.V. ed il W.V. I sedimenti devono essere confinati in condizioni di I.S.M. (Isolate, Store and Monitor).

Classe 4: sedimenti di qualità uguale o peggiore del W.V. I sedimenti devono essere confinati a terra.

Un secondo aspetto da evidenziare è rappresentato dalla necessità che anche in Italia vengano sperimentate procedure di gestione dei sedimenti contaminati, in virtù della necessità di abbattere il carico inquinante di tali materiali così da rendere possibile tanto uno sversamento in mare, in condizioni di "sicurezza" per l'ambiente recettore, quanto un loro riutilizzo.

I trattamenti di decontaminazione dei fanghi, adottati in altri Paesi possono, infatti, consentire di identificare il materiale di risulta dal dragaggio come una risorsa, lasciando agli Operatori la scelta di uno smaltimento in mare, ovvero, di un suo riutilizzo (ripascimento di arenili in erosione, edilizia, agricoltura), nel pieno rispetto dei criteri di qualità ambientali.

Le ipotesi descritte andrebbero sperimentate anche nel nostro Paese, inserendo la problematica della movimentazione di fondali marini in un contesto più generale di interventi e di gestione delle coste, ovvero, in una pianificazione, anche a lungo termine, di questo tipo di operazioni.

Bibliografia

BALL D.F. (1964) - Loss on ignition as an estimate of organic matter and organic carbon in non calcareous soils. *Jour. Soil Sci.*, **15**: 84-92.

DONZE M., NIEUWENDIJK C., BOXTEL A., QUAAK M. (1990) - *Aquatic pollution and dredging in the European Community*. DELWEL Publisher, The Hague: 184 pp.

GABELLINI M., BARBERA C., CICERO A.M., PELLEGRINI D. - Il dumping dei fanghi di dragaggio portuale: problematiche ed esperienze nazionali e internazionali. *Inquinamento*. (in stampa).

PELLEGRINI D., GABELLINI M., GIANI M., BARBERA C. (1992) - L'impatto ambientale nlle attività di dragaggio portuale. *VIA*, **21**: 37-46.

UNEP/FAO/WHO/IAEA. (1990) - Assessment of the State of Pollution of the Mediterranean Sea by Organohalogen Compounds. Map Technical Reports Series n°39, Athens.

UNEP. (1996) - Report Meeting on the Preparation of Guidlines for the Management of Dredged Material, Athens.

WENTWORTH C. K. (1922) - A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Jour. Geol.*, **30**: 377-392.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 785-790

C. Creo, M. Grosso, P. Giordano, A. Signorini, C. Silvestri, M. Stucchi, G. Izzo

ENEA C.R. Casaccia, Dipartimento Ambiente, Via Anguillarese, 301 - 00060 Roma, Italia.

STUDIO BIOGEOCHIMICO DEI LAGHI COSTIERI DI FOGLIANO E CAPROLACE (PARCO NAZIONALE DEL CIRCEO)

BIOGEOCHEMICAL STUDY OF COASTAL LAKES OF FOGLIANO AND CAPROLACE

Abstract

Fogliano and Caprolace are coastal lakes included since 1975 in the Circeo National Park and declared Ramsar protected sites in 1978. This study was aimed to assess their state relevant to "eutrophication" phenomenon in order to suggest their suitable management.

Since in these shallow environments, the increase of the rate of supply of organic matter easily determines anaerobic activities in the surface sediments, denitrification and sulphate reduction were important part of this study together with the main chemical and physical parameters both in water column and in sediments.

The highest rates of anaerobic processes in Fogliano and the intense Ruppia growth show a condition of alternate ecological stability in which the macrophyte plays an important role as the main source of oxygen both in the water column and in the surface sediments, preventing more intense anaerobiosis.

The lower decomposition rates in Caprolace, although higher nutrient concentrations in the sediments, the lack of blooms and the presence of a a low-disturbance seaweed like Zostera are an indication of ecological stability and trophic conditions within the carrying capacity of the ecosystem.

A nitrogen limitation compensated by nitrogen fixation process is evident in both lakes.

Key-words: Fogliano, Caprolace, eutrophication, denitrification, sulphate-reduction.

Introduzione

I laghi costieri di Fogliano e Caprolace, dal 1975, sono entrati a far parte del Parco Nazionale del Circeo e dal 1978 sono stati dichiarati "zone umide di interesse internazionale" secondo la convenzione di Ramsar per la protezione delle zone umide. Obiettivo di questo studio era la valutazione dello stato delle due lagune in relazione al fenomeno dell'eutrofizzazione (Nixon, 1995), per fornire indicazioni generali per una loro gestione ottimale.

Negli ambienti laminari, quali le lagune, il tipico sovraccarico della catena del detrito determinato dall'eutrofizzazione è riscontrabile, con relativa semplicità operativa, nei processi biogeochimici all'interfaccia acqua-sedimento. In tali ambienti, infatti, la produttività relativamente alta, con una colonna d'acqua poco profonda, determina un input detritico ai sedimenti apprezzabile; ciò comporta che la maggior parte di tali sedimenti sia anaerobica e ridotta, tranne un sottile strato all'interfaccia acqua-sedimento.

Quindi, almeno potenzialmente, una considerevole percentuale della mineralizzazione della sostanza organica in questi ecosistemi avviene in condizioni anaerobiche piuttosto che aerobiche. E' per tale motivo che, nel corso dello studio in oggetto, è stata focalizzata l'attenzione sulle comunità microbiche che realizzano la mineralizzazione del carbonio ed il riciclo dei nutrienti in anaerobiosi (denitrificazione e solfato-riduzione).

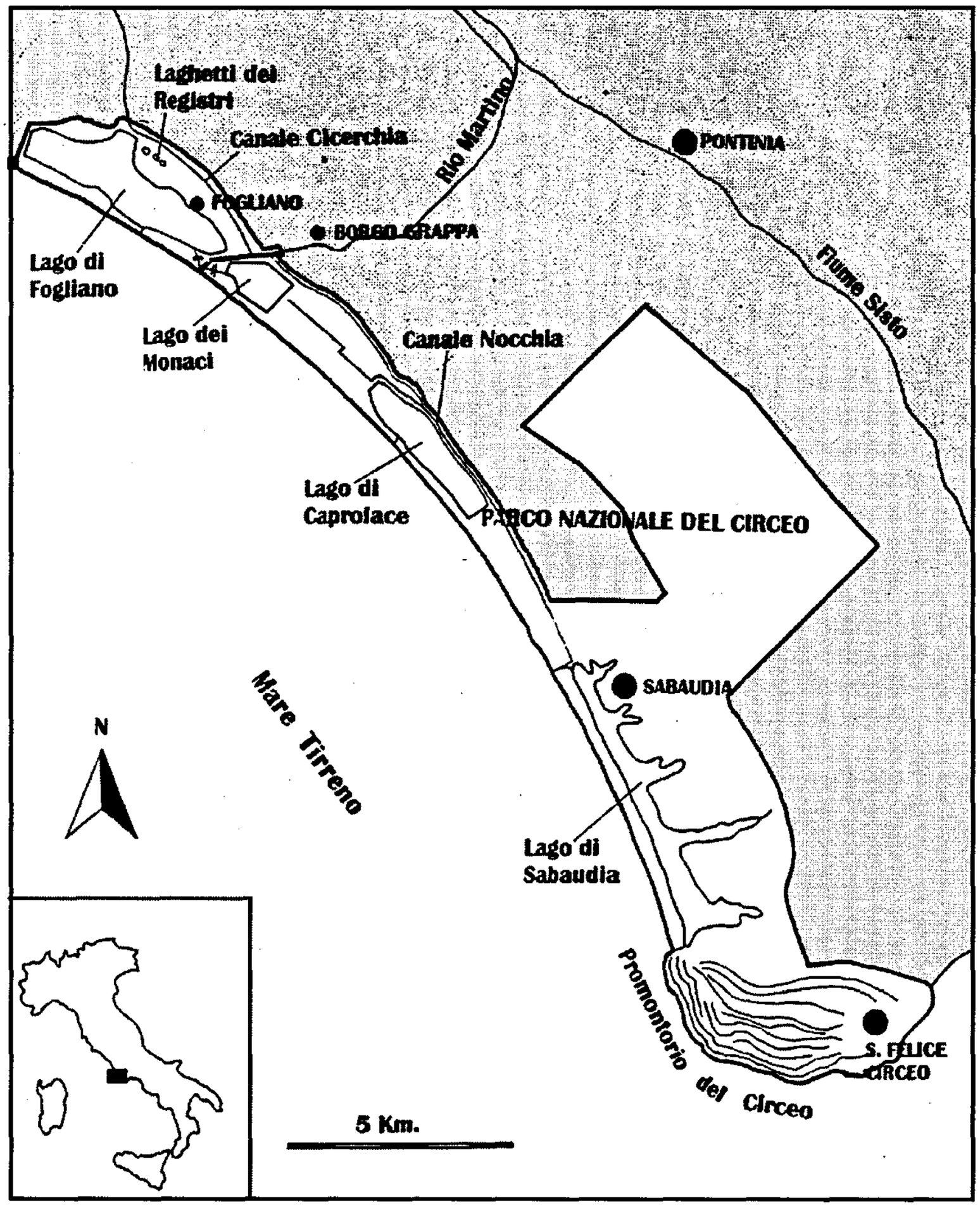


Fig. 1 - Localizzazione geografica dei laghi costieri di Fogliano e Caprolace.
Geographical location of coastal lakes of Fogliano and Caprolace.

Tali attività sono, infatti, direttamente collegate allo stato trofico dell'ecosistema e possono essere considerate un indice molto significativo per la sua valutazione.

Materiali e metodi

Le attività previste per l'esecuzione del presente studio sono state svolte nell'anno 1995-96 con 12 campagne di campionamento, ognuna della durata di una settimana, in due siti rappresentativi delle caratteristiche salienti dei rispettivi laghi.

Fogliano e Caprolace sono laghi costieri situati nel Parco Nazionale del Circeo. Il lago di Fogliano si estende su di una superficie di 4,038 km^2 ed ha una

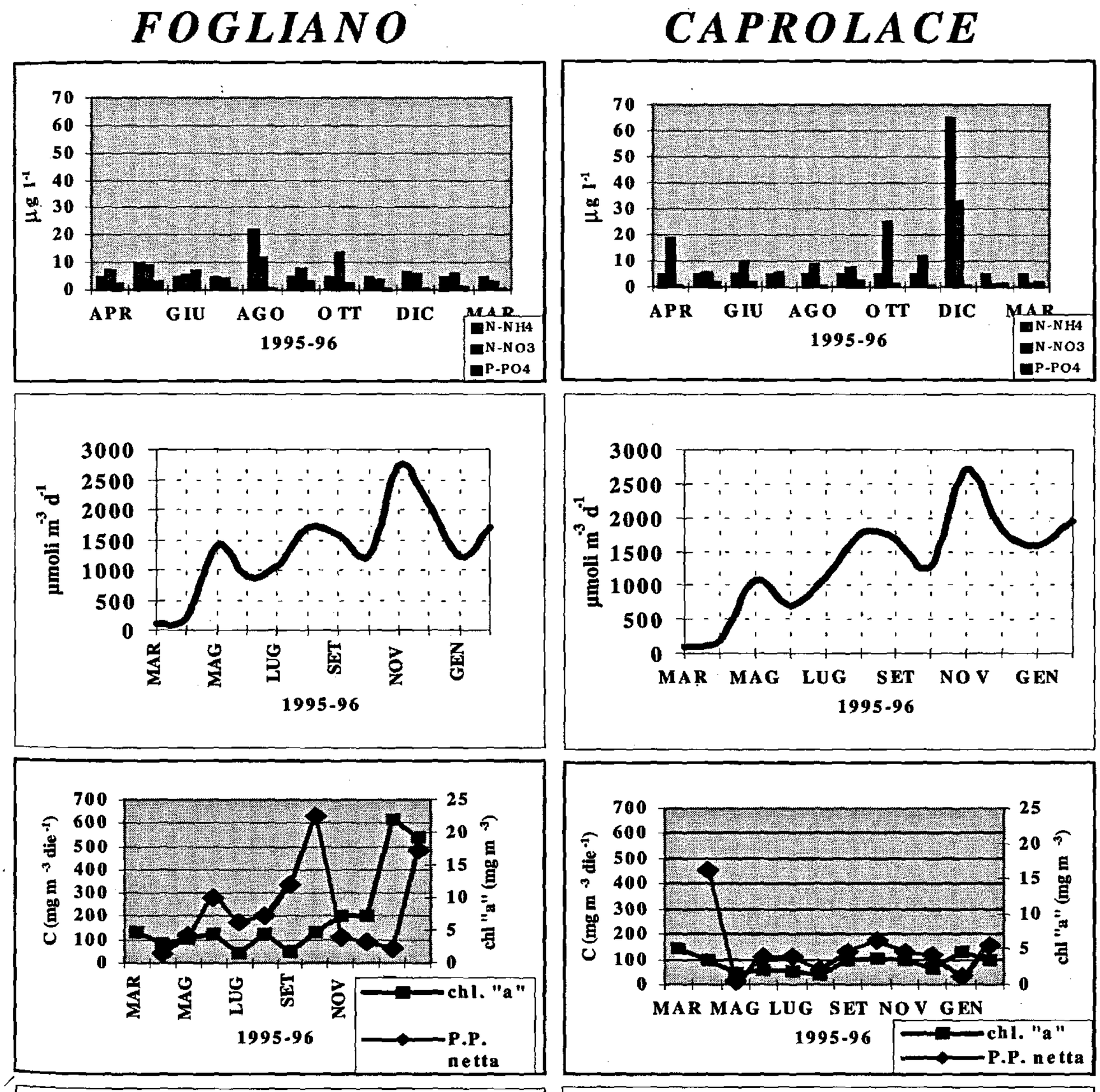


Fig. 2 - Andamenti stagionali dei parametri relativi alla colonna d'acqua.
Seasonal trends of water parameters.

profondità media di 0,89 m, è in comunicazione con il mare attraverso la Foce del Duca.

Il lago di Caprolace ha una superficie di 2,26 km^2 ed una profondità media di 1,7 m; comunica con il mare attraverso il canale di Focetta. Il lago di Fogliano è caratterizzato da una densa prateria di *Ruppia*, che svolge sicuramente un ruolo importante come sorgente di ossigeno e come ostacolo all'idrodinamismo interno, mentre a Caprolace è assente una specie dominante.

Sui prelievi dei campioni in colonna d'acqua sono stati determinati parametri quali: la concentrazioni dei nutrienti (Izzo *et al.*, 1997), l'attività di azotofissazione (Haines *et al.*, 1981), la concentrazione della clorofilla "a" (AA.VV., 1990), la produzione primaria netta del fitoplancton (Creo *et al.*, 1995) e la componente fitoplanctonica (AA. VV., 1990).

Le analisi effettuate sui campioni di sedimento erano volte a quantificare, oltre alla concentrazione della sostanza organica, le cinetiche di trasformazione degli elementi fondamentali che interessano l'eccesso di sostanze organiche e lo stato trofico dei due laghi costieri.

Il carbonio e l'azoto totale sono stati determinati mediante Elemental Analyzer FISONS EA1108 CHNS-O (Izzo *et al.*, 1995); l'attività di denitrificazione secondo Sorensen (1977) e Blackburn (1986); l'attività di solfato riduzione secondo il metodo di Rosser e Hamilton (1983); la misura della SOD (sediment oxygen demand) utilizzando un elettrodo polarografico inserito in una camera bentica (Izzo *et al.*, 1997).

Risultati e conclusioni

Analizzando complessivamente i risultati ottenuti, si ha un quadro della situazione ecologica dei due laghi che ben si accorda ad una immagine generale già riscontrata in altre lagune (Izzo *et al.*, 1997; Izzo *et al.*, 1989). In tali ambienti, infatti, si riscontra generalmente una bassa concentrazione di nutrienti nelle acque e una loro elevata concentrazione nei sedimenti, caratteristica diffusa negli ambienti laminari eutrofici, che dipende generalmente dalla rapidità con cui i produttori primari assimilano i nutrienti rilasciati dai sedimenti. Il confronto tra i due laghi rivela una migliore condizione trofica ed una maggiore stabilità ecologica di Caprolace rispetto a Fogliano.

Dal confronto dei dati relativi alle analisi effettuate in colonna d'acqua si ottengono indicazioni solo parziali sullo stato di trofia dei due laghi costieri.

Le analisi delle concentrazioni dei nutrienti di entrambi i laghi mostrano, infatti, una generale oligotrofia delle acque. Risulta evidente una carenza di azoto compensata dall'attività di azoto-fissazione, sempre molto elevata nel corso dell'anno in entrambi i laghi. Ciò nonostante, si registrano alcune differenze significative.

La concentrazione della clorofilla "a" di Fogliano risulta essere circa il doppio di quella di Caprolace. Tale rapporto è mantenuto anche nei risultati relativi alla produzione primaria netta del fitoplancton. Questi risultati sono confermati dall'analisi qualitativa della componente fitoplanctonica. La ricchezza in specie è, infatti, maggiore a Caprolace (104 taxa) rispetto a Fogliano (82 taxa).

Maggiori informazioni si ricavano dalle attività batteriche di denitrificazione e di solfato-riduzione nei sedimenti; queste risultano nettamente superiori a Fogliano rispetto a Caprolace, viceversa, la concentrazione dei nutrienti nei sedimenti è doppia a Caprolace.

Infatti, i meno intensi processi eterotrofi anaerobici registrati a Caprolace, nonostante le maggiori concentrazioni dei nutrienti nei sedimenti di questo lago,

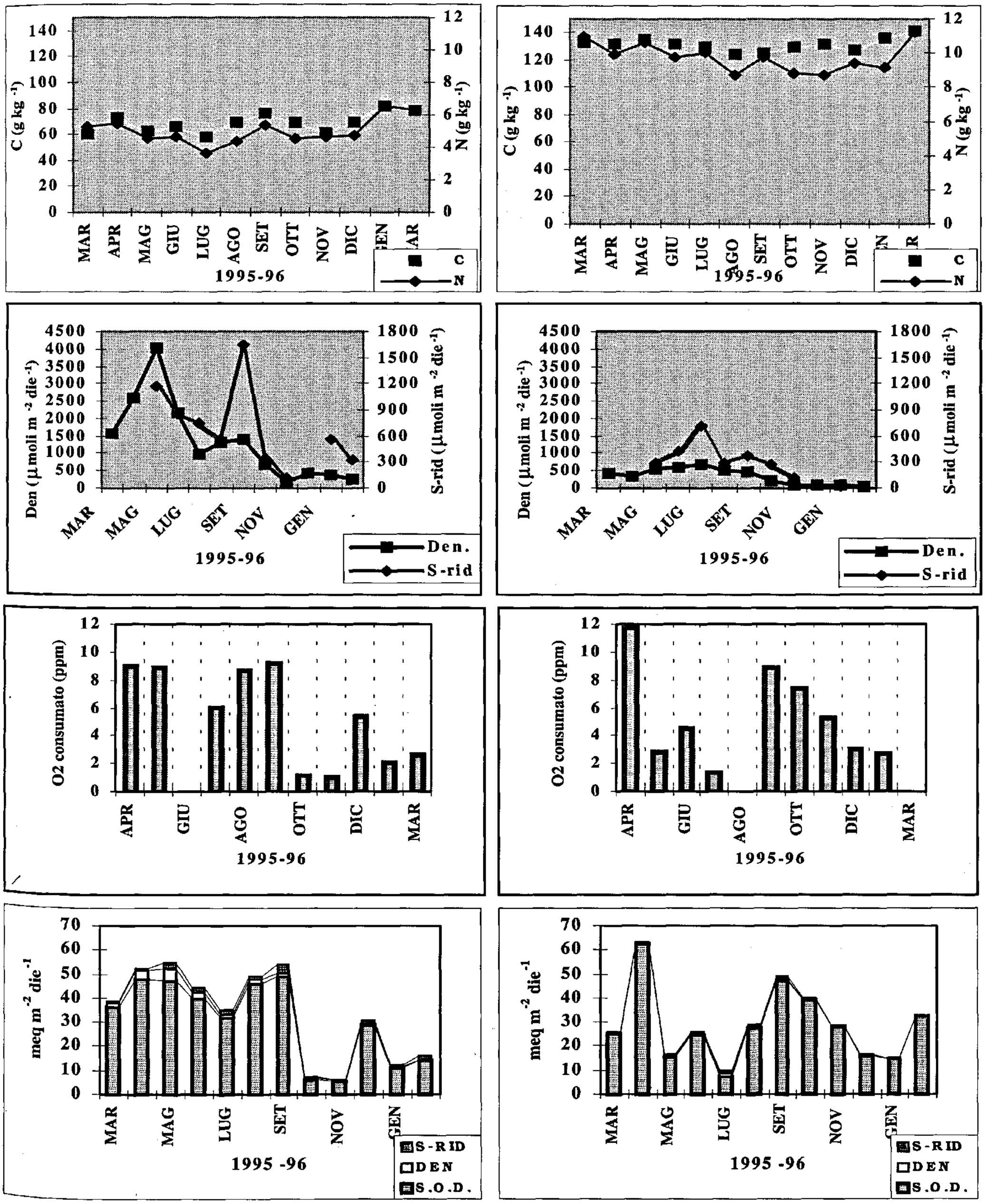


Fig. 3 - Andamenti stagionali dei parametri relativi ai sedimenti.
Seasonal trends of sediments parameters.

e le differenze non significative nella concentrazione dei nutrienti disponibili nelle acque, sono indicativi di una maggiore stabilità ecologica di quest'ultimo, testimoniata anche dall'assenza di apparenti fenomeni di fioritura algale o macrofitica e dalla presenza di una specie definita a basso disturbo come la *Zostera* (Kautsky, 1988). Infatti, in accordo con la definizione di "eutrofizzazione" adottata (Nixon, 1995), il tasso di fornitura di sostanza organica ai sedimenti rientra nei limiti della capacità della mineralizzazione aerobica dell'ecosistema. Ciò non è sempre vero per Fogliano che va incontro a crisi stagionali di instabilità indotte da un aumento della degradazione anaerobica ed in particolare della solfato riduzione batterica.

Va comunque sottolineato che il lago di Fogliano, pur mostrando una situazione ben evidente di eutrofizzazione e quindi una maggiore tendenza all'instabilità, è mantenuto in una condizione di stabilità alternata dall'attività fotosintetica della pianta ruderale *Ruppia* (Kautsky, 1988), molto abbondante in tutto il lago. Questa specie, da un lato rappresenta una evidente manifestazione di eutrofizzazione per il suo abbondante ed invasivo sviluppo, dall'altro concorre a mantenere sempre ben ossigenate le acque, e grazie al suo apparato radicale anche i sedimenti più superficiali. Si può dire, in sostanza, che Fogliano si trova nella fase preliminare dell'eutrofizzazione in cui si verifica un aumento della biomassa vegetale ed una parziale riduzione della biodiversità (Gray, 1991). La limitata antropizzazione del lago porta ad escludere un passaggio alle fasi successive più problematiche, ma al contrario, una azione progressiva di manutenzione può nettamente migliorarne le condizioni trofiche stimolando un nuovo aumento della biodiversità.

Bibliografia

AA.VV. (1990) - Metodi nell'ecologia del plancton marino. *Nova thalassia*, **11**: 372 pp.

BLACKBURN T.H. (1986) - Nitrogen cycle in marine sediments. *Ophelia*, **26**: 65-76.

CREO C., RUSSO P., MITOLA M., POGGI M., SIGNORINI A., SILVESTRI C., IZZO G. (1995) - Produzione primaria del fitoplancton nella Laguna di Venezia. *Atti del VI Congresso Nazionale S.It.E.* (Venezia, 26-29 Settembre 1994), **16**: 83-86.

GRAY J.S. (1991) - Eutrofication in the sea. In: *Marine Eutrophication and Population Dynamics* (G. Colombo, I. Ferrari, V.U. Ceccherelli, R. Rossi eds.) 25th European Marine Biology Symposium. Olsen & Olsen: 3-15.

HAINES J.R., ATLAS R.M., GRIFFITHS R.P., MORITA R.Y. (1981) - Denitrification and nitrogen fixation in alaskan continental shelf sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, **41**: 412-421.

IZZO G., CREO C., SIGNORINI A., GROSSO M., CANDITELLI M. (1989) - Studio della dinamica dei processi biogeochimici che determinano le crisi anossiche nella laguna di Orbetello. Metodi di controllo e prevenzione. In: *Risanamento ambientale della Laguna di Orbetello. Relazione delle attività svolte nel 1988.* ENEA (ed.) RT/PAS/89/18.

IZZO G., ALLEGRO A., CREO C., FAUSTINI N., GRENNI P., SIGNORINI A. (1995) - Nutrienti nei sedimenti di due siti della Laguna di Venezia. *Atti del VI Congresso Nazionale S.I.T.E.* (Venezia 26-29 Settembre 1994), **16**: 107-110.

IZZO G., C. SILVESTRI, C. CREO, A. SIGNORINI. (1997) - Is nitrate an oligotrophication factor in the Venice Lagoon? *Marine Chemistry*, **58**: 245-253.

KAUSKY, L. (1988) - Life strategies of aquatic soft bottom macrophytes. *OIKOS*, **53**: 126-135.

NIXON S.W. (1995) - Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, **41**: 199-219.

ROSSER H.R., HAMILTON W.A. (1983) - Simple assay for accurate determination of (35S) sulfate reduction activity. *Applied and Environmental Microbiology*, **45** (6): 1956-1959.

SØRENSEN J. (1977) - Capacity for denitrification and reduction of nitrate to ammonio in a coastal marine sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, **35**: 301-305.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 791-793

P. De Ruggieri, G. Martino, S. Lo Caputo

Laboratorio Provinciale di Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) - 70123 Bari, Italia.

CARATTERISTICHE TROFICHE DELL'ADRIATICO PUGLIESE

TROPHIC FEATURES OF THE APULIAN ADRIATIC SEA

Abstract

The monitoring of coastal waters of South Adriatic Sea was carried out from April 95 to March 96, from Vieste to Monopoli. The values of index trix about 5 confirmed the oligotrophy of the area.

Key-words: Index trix, Adriatic Sea, Oligotrophy.

Introduzione

Per la valutazione del grado di trofia delle acque è stato di recente proposto un indice trofico trix (Vollenweider *et al.*, 1995).

Tale indice si ottiene applicando la seguente formula:

Indice trofico TRIX = (log [Cha x O.D.% x N x P] - [-1.5])/1.2

Numericamente tale indice è differenziato in classi da 0 a 10 che coprono una grande varietà di condizioni trofiche che vanno dalla oligotrofia all'eutrofia; valori inferiori a 5 esprimono aree a bassa produttività.

E' noto che per il mare non è facile riferirsi ad una scala di valori rivolta al tasso dei nutrienti ed alla clorofilla per classificare la trofia delle acque.

L'indice TRIX sembra risolvere tale problema normalizzando i valori dei nutrienti e della clorofilla con la limpidezza delle acque e il tasso di ossigeno.

Infatti, l'indice TRIX considera le concentrazioni di N e P, nonchè i tassi di clorofilla a e la percentuale di saturazione dell'ossigeno disciolto e tale indice fornisce una stima più reale, rispetto a quella determinata tenendo conto delle sole concentrazioni di N e P, per la classificazione trofica delle acque.

Al momento i dati ottenuti con l'indice TRIX, per il Mediterraneo, sono confrontabili solo con quelli elaborati, con lo stesso metodo, già dalla U.O. Battello Oceanografico Daphne 2 della Regione Emilia Romagna.

Materiali e metodi

Il Laboratorio Provinciale di Biologia Marina di Bari ha svolto dall'aprile 1995 al marzo 1996, nell'ambito del programma denominato PRISMA, un monitoraggio delle acque costiere nell'Adriatico Pugliese.

L'indagine ha riguardato prelievi mensili lungo 4 transetti (Vieste, Manfredonia, Molfetta, Monopoli) con 4 stazioni per ciascun transetto a 500 m, 3000 m, 6000 m e 10000 m di distanza dalla costa (fig. 1). Per ciascuna stazione si è operato con prelievi a 0 - 5 - 10 e 50 m (laddove il fondale lo permetteva) di profondità.

I campioni di acqua sono stati prelevati con bottiglie NISKIN della capacità di 5 litri e portati in laboratorio in idonei contenitori refrigerati. Per la clorofilla si è proceduto alla filtrazione di un litro di campione su membrana con porosità 0,45 μm ed effettuando la lettura della fluorescenza dell'estratto acetonico uti-

lizzando una banda passante di eccitazione e di emissione propria della clorofilla a (rispettivamente, 430 nm e 665 nm). L'ossigeno è stato determinato mediante sonda multiparametrica IDRONAUT OCEAN SEVEN 501.

E' stata misurata la concentrazione delle seguenti sostanze N-NH_3, N-NO_2, N-NO_3, P-PO_4, Si, N tot., P tot., con la metodologia di Strickland e Parsons (1972), nonchè della clorofilla e feopigmenti mediante lettura fluorimetrica.

Risultati e discussione

La ricerca ha permesso di conoscere la concentrazione dei nutrienti (N-NH_3, N-NO_2, N-NO_3, P-PO_4, Si, N tot., P tot.) e l'andamento della distribuzione degli stessi dalla costa verso il largo e dalla superficie verso il fondo. Non si è riscontrato un significativo gradiente costa-largo e superficie-fondo: l'ossigeno ha mostrato variazioni abbastanza contenute (6 - 8 ppm) con un leggero aumento nei mesi invernali, mentre la clorofilla, pur presentando una più marcata fluttuazione nei 4 transetti e nel corso delle stagioni, ha mostrato un valore medio di 0,7 µg/l.

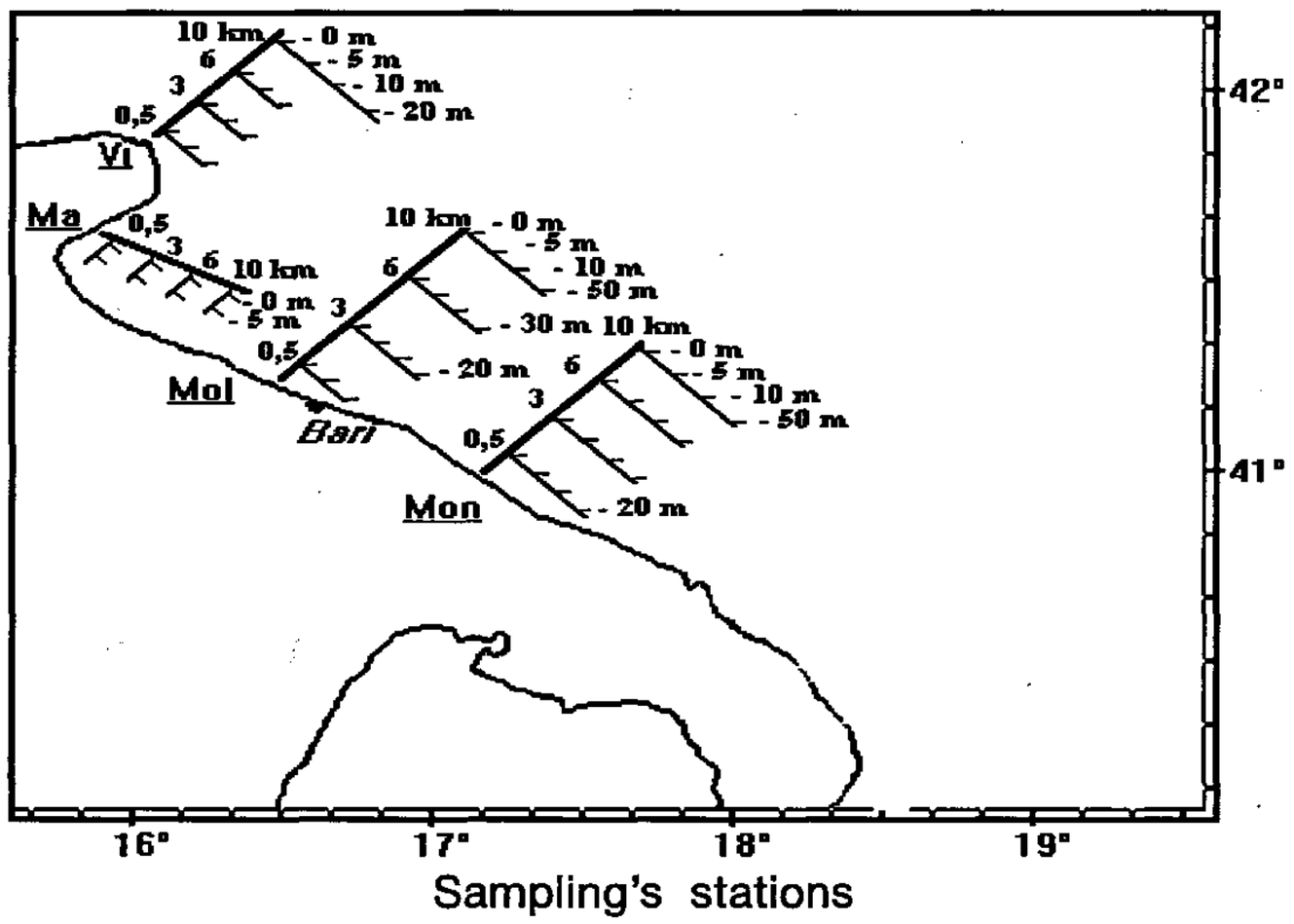


Fig. 1 - Localizzazione dei 4 transetti (Vieste, Manfredonia, Molfetta, Monopoli) e delle relative stazioni.
Sampling stations along four transets (Vieste, Manfredonia, Molfetta, Monopoli).

In base alle misure effettuate è stato possibile elaborare l'indice TRIX che facilita la classificazione della trofia delle acque e permette di meglio evidenziare le fluttuazioni stagionali.

Nell'area del Basso Adriatico sono stati ottenuti valori medi del TRIX tra il 4,0 e il 5,0 (fig.2) mentre nelle acque dell'Emilia Romagna i valori sono più elevati, mediamente compresi tra 5,0 e 8,0 per questo quasi doppi rispetto a quelli ottenuti nella nostra indagine.

In definitiva, i dati sperimentali ottenuti in questa ricerca con la determinazione numerica dell'indice TRIX confermano l'oligotrofia del Basso Adriatico (Casavola *et al.*, 1995).

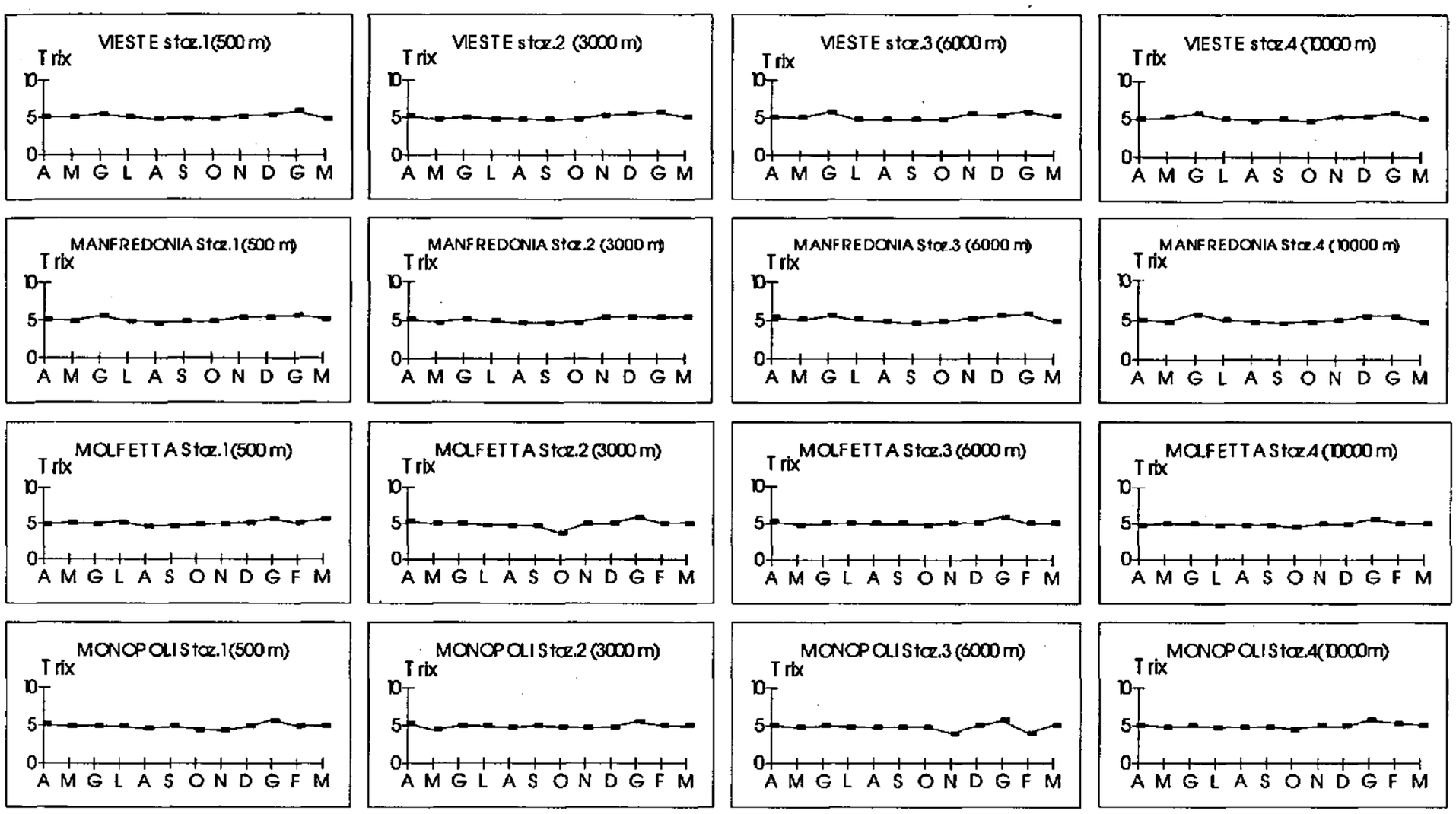


Fig. 2 - **Variazioni dell'indice trix a diverse distanze dalla costa e nei quattro transetti (media delle 4 profondità).**

Monthly variations of the index trix at different distances from the coast along four transets.

Bibliografia

CASAVOLA N., MARANO G., MASCIOPINTO C. (1995) - Statistical analysis of chemical and physical qualities of the southern Adriatic Sea water. *Rapp. Comm. Int. Mer. Medit.*, **34**: 56.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) - A pratical handbook of seawaters analysis. *Bull. Fisch. Res. Bd .Canada*, **167**: 1-311.

VOLLENWEIDER R.A., GIOVANARDI F., MONTANARI G., RINALDI A. (1995) - Characterization of the trophic condition of marine coastal waters, with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale index. Regione Emilia Romagna rapporto annuale 1995.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 794-796

C. Di Bella, A. Corrao, S. Caracappa, M.G. di Palma*, G. Russo**, B. Zava**

Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Sicilia "A. Mirri",
Via Rocco Dicillo - 90129 Palermo, Italia.
*Soprintendenza per i Beni Culturali ed Ambientali, Via Ausonia, 122 - 90144 Palermo, Italia.
**Wilderness - Studi ambientali, Via Cruillas, 27 - 90146 Palermo, Italia.

INDAGINI SULLA PRESENZA DI METALLI PESANTI IN *CARETTA CARETTA* (LINNAEUS, 1758)

CONTAMINANT LEVEL OF HEAVY METALS IN *CARETTA CARETTA* (LINNAEUS, 1758)

Abstract

In ten specimens of the Loggerhead sea turtle Caretta caretta *(Linnaeus, 1758) stranded along Sicilian coasts in 1996, the contaminant level of heavy metals (Pb, Cd, Hg, Cr, As) was determined. The skeletal chronological analysis was carried out according to Zug (1991) and revealed ages ranging between 4 and 9 years.*

Key-words: heavy metals, sea turtles, *Caretta caretta*, age determination, Sicily.

Introduzione

Le indagini tossicologiche condotte su tessuti e uova di tartarughe marine hanno rivelato livelli di contaminazione da metalli pesanti, composti organoclorurati, idrocarburi e radionuclidi (Committee on Sea Turtle Conservation, 1990; Meyers-Schîne e Walton, 1994). La contaminazione da metalli pesanti in *Caretta caretta* è stata prevalentemente rilevata in uova (Hillestad *et al.*, 1974; Stoneburner *et al.*, 1980; Sakai *et al.*, 1995). Sembrano inesistenti invece le indagini condotte su tessuti differenziati (C. K. Jr. Dodd, *in litteris*, 1997). Per quanto riguarda il bacino mediterraneo le uniche analisi sono state quelle effettuate da Storelli e collaboratori (1996) su un esemplare spiaggiatosi in Adriatico. Nella presente nota vengono riportati i livelli di contaminazione da metalli pesanti (Hg, Pb, Cd, Cr, As) rinvenuti in differenti tessuti (fegato, rene, polmone, cuore e muscolo) di dieci esemplari di *C. caretta* raccolti durante il 1996 nell'ambito del Mediterranean Sea Turtle Project.

Materiali e metodi

Cinque degli esemplari esaminati sono stati rinvenuti morti spiaggiati lungo le coste siciliane, quattro sono stati raccolti agonizzanti a causa dell'ingestione di uno o più ami da pesca, l'ultimo è deceduto per le gravi ferite riportate durante una collisione con un natante. Tali riscontri hanno indotto a considerare il campionamento come casuale. La determinazione dell'età degli esemplari è stata effettuata mediante sezioni istologiche dell'omero, secondo la metodica scheletrocronologica proposta da Zug (1991). Le concentrazioni dei metalli pesanti (Pb, Cd, Cr, As e Se) sono state determinate per spettrofotometria ad assorbimento atomico (Zeeman/3030) con fornetto di grafite previo incenerimento e calcinazione in muffola; per il mercurio invece è stata adottata la tecnica

a vapori freddi dopo riduzione con $SnCl_2$. Per la determinazione dell'arsenico, in particolare, si è ricorso al metodo delle aggiunte standard. Le metodiche utilizzate prevedono i seguenti limiti di rivelabilità (espressi in µg/Kg di sostanza secca): piombo = 20; cadmio = 2; cromo = 10; mercurio = 30; arsenico = 50; selenio = 50. I dati ottenuti dalle analisi sono stati trasformati, sulla base della loro distribuzione, secondo Fowler e Cohen (1993), per poter eseguire il t-Test.

Risultati e considerazioni

L'esame autoptico ha accertato che nove esemplari sono deceduti per cause traumatiche (collisione con natanti) o per ingestione di corpi estranei (ami da pesca); l'avanzato stato di putrefazione nel quale è stato rinvenuto il decimo esemplare non ha permesso di accertare la causa del decesso; pertanto i valori ottenuti sono stati esclusi dall'analisi statistica e vengono presentati in Tabella 1.

Tab. 1 - Concentrazioni di alcuni metalli pesanti rilevate nei tessuti dell'esemplare non considerato per l'analisi statistica (valori espressi in mg/Kg di sostanza secca; n. r. = non rilevato).

Concentrations of some heavy metals found in organs and tissues of the sea turtle specimen non considered for statistical analysis (values expressed as mg/Kg of dry substance; n. r. = not revealed).

	Cuore Heart	**Rene Kidney**	**Fegato Liver**	**Muscolo Muscle**	**Polmone Lung**
Piombo (Pb)	1,95	14,38	8,34	2,43	9,27
Cadmio (Cd)	1,24	3,56	1,58	1,57	1,26
Cromo (Cr)	0,23	0,40	0,54	0,27	0,25
Mercurio (Hg)	0,29	1,84	1,76	0,21	1,58
Arsenico (As)	0,024	0,026	0,011	n. r.	0,016
Selenio (Se)	n. r.	n. r.	n. r.	n. r.	n. r.

L'analisi scheletrocronologica ha dimostrato che l'età degli esemplari esaminati era compresa tra i 4 ed i 9 anni. I risultati delle analisi chimiche vengono presentati nella Tabella 2. Il tenore di selenio è risultato sempre inferiore al limite di rilevabilità del metodo. Le concentrazioni dei vari metalli, nell'ambito dei diversi

Tab. 2 - Concentrazioni medie di alcuni metalli pesanti espresse in ppm (mg/Kg di sostanza secca) e relativo errore standard rilevate in organi e tessuti di *Caretta caretta* (n. r. = non rilevato).

Average concentrations of some heavy metals expressed in ppm (mg/Kg of dry substance) and relative standard error found in organs and tissues of *Caretta caretta* (n. r. = not revealed).

	Cuore Heart	**Rene Kidney**	**Fegato Liver**	**Muscolo Muscle**	**Polmone Lung**
Piombo (Pb)	1.20 ± 0.14	3.00 ± 0.62	2.39 ± 0.41	1.47 ± 0.14	1.77 ± 0.32
Cadmio (Cd)	0.93 ± 0.07	7.28 ± 0.82	2.60 ± 0.53	1.19 ± 0.18	1.14 ± 0.20
Cromo (Cr)	0.26 ± 0.02	0.55 ± 0.04	0.49 ± 0.05	0.35 ± 0.02	0.43 ± 0.09
Mercurio (Hg)	0.56 ± 0.11	0.99 ± 0.04	1.02 ± 0.08	1.85 ± 0.33	1.51 ± 0.23
Arsenico (As)	0.017 ± 0.001	0.016 ± 0.002	0.006 ± 0.002	n. r.	0.010 ± 0.003
Selenio (Se)	n. r.	n. r.	n. r.	n. r.	n. r.

tessuti, sono state sottoposte a confronto, due organi per volta, con il t-Test. La quantità di arsenico presente è risultata significativamente maggiore in cuore e rene, quella di cadmio nel rene, quella di cromo in rene e fegato; la concentrazione di mercurio è risultata significativamente inferiore nel cuore. Per il piombo i risultati dell'analisi statistica non hanno consentito di evidenziare nessun tropismo per gli organi considerati. I livelli di contaminazione ottenuti mostrano, complessivamente, valori inferiori a quelli riportati da Storelli e collaboratori (1996) ad eccezione del tenore di selenio per il quale viene riportata una concentrazione di 15,88 mg/Kg di sostanza secca, nel fegato.

Ringraziamenti

Un particolare ringraziamento va a Guido Ruggero Loria e a Eleonora Zinnanti che hanno curato l'analisi scheletrocronologica. Siamo grati per l'aiuto ricevuto dai collaboratori tecnici dell'IZS: Angela Cusimano, Giuseppe Giusto, Pietro Macaione, e Caterina Trapassi. Ringraziamo inoltre il Prof. Roberto Argano (Roma), il Dott. Carlo Violani (Pavia), Vanessa Marino (Mazara del Vallo), le Capitanerie di Porto di Palermo, Trapani e Mazara del Vallo, le Ripartizioni Faunistico Venatorie di Messina e Palermo ed i Centri Recupero Animali Selvatici del World Wildlife Fund di Messina e del Sicily Wildlife Fund di Catania.

Bibliografia

COMMITTEE ON SEA TURTLE CONSERVATION (1990) - *Decline of the sea turtles: causes and prevention*. National Academy Press, Washington, D.C.: 190 pp.

FOWLER, J., COHEN L. (1993) - *Statistica per ornitologi e naturalisti*. Franco Muzzio & C. Ed., Padova: 240 pp.

HILLESTAD, H. O., REIMOLD R. J., STICKNEY R. R., WINDOM H. L., JENKINS J. H. (1974) - Pesticides, heavy metals, and radionuclide uptake in loggerhead sea turtles from South Carolina and Georgia. *Herp. Rev.*, **5**: 75.

MEYERS-SCHÎNE, L., WALTON B.T. (1994) - Turtles as monitors of chemical contaminants in the environment. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, **135**: 93-153.

SAKAI, H., ICHIHASHI H., SUGANUMA H., TATSUKAWA R. (1995) - Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs. *Mar. Pollut. Bull.*, **30**: 347-353.

STONEBURNER D. L., NICORA M. N., BLOOD E. R. (1980) - Heavy Metals in Loggerhead Sea Turtle Eggs (*Caretta caretta*): Evidence to Support the Hypothesis that Demes Exist in the Western Atlantic Population. *J. Herp.*, **14** (2): 171-175.

STORELLI, M. M., CECI E., MARCOTRIGIANO G. O. (1996) - Distribution of heavy metals and organic residues in some tissues of *Caretta caretta* (Linneaus, 1758) specimen beached along Adriatic Sea. *Abstract of 31st European Marine Biology Symposium*. Saint Petersburg 1996. p. 24.

ZUG G.R. (1991) - Age determination in turtles. *SSAR Herp. Circular*, **20**: 28 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 797-799

M. Di Stefano, P. Rizzo, G. Norrito, S. Gancitano, L. Cannizzaro

Istituto di Tecnologia della Pesca e del Pescato, Consiglio Nazionale delle Ricerche,
Via Luigi Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo, Italy.

DAILY GROWTH INCREMENTS IN LAPILLI OF JUVENILE DOLPHIN-FISH (*CORYPHAENA HIPPURUS* LINNAEUS, 1758)

DETERMINAZIONE DEI MICROINCREMENTI GIORNALIERI NEI LAPILLI DI GIOVANI LAMPUGHE (*CORYPHAENA HIPPURUS* LINNAEUS, 1758)

Abstract

Preliminary investigations were performed to develop a technique to expose and interpret the microstructure of otoliths of Coryphaena hippurus, *(Coryphaenidae). Lapilli were found to be clearer than sagittae. We estimated that the oldest specimen (male 52 cm FL) was 136 days old and the youngest 73 (male 27 cm FL).*

Key-words: Coryphaenidae, *Coryphaena hippurus,* Juvenile, Otolith, Daily growth increments.

Introduction

Since the daily formation of growth increments in fish otoliths had been reported by Pannella (1971), ageing juvenile fish by counting daily growth increments has become a widely used technique in studying the early life history of fish.

The purpose of this paper is to present a methodology for extracting the information from otolith readings concerning the growth of juvenile *Coryphaena hippurus*.

Materials and methods

During the whole fishery season (from August to December 1996) samples were obtained on a weekly basis and caught by a leased fishing vessel that operated on 20 «kannizzi», separated about 400 m from each other and placed on a strip stretching perpendicularly to the coast, starting from about a distance of 5 km. A total of 770 dolphin-fish juveniles between 26 and 53 cm (Fork Length, FL) had been obtained.

Both pairs of sagittal and lapillar otoliths were removed under a dissecting microscope with a thin needle, cleansed of adhering tissue and preserved in 70° ethanol. Altogether about 431 lapilli (142 males - 289 females) were prepared and read. All daily increment counts were replicated by the same reader, twice for each preparation.

We just prepared «lapilli», easier to interpret than sagittae, because of their strong structure and clearly defined increments. Smaller than sagitta, *Coryphaena hippurus* lapillus shows a typical shape (Fig. 1) and it is so thick as to require grinding on both sides to expose growth increments.

As far as the structure is concerned, lapillus like asteriscus and sagitta is composed of crystals of calcium carbonate, generally in the form of aragonite, that are deposited on an organic matrix (Campana, 1985).

The following method is a three-stage process:

Mounting - Each lapillus was individually mounted on a glass slide using Protexx, a transparent synthetic resin, half-way between the centre and one end, with post-rostrum (Fig. 1) near the short edge of the glass slide. Before the first grinding process, the lapillus must be oriented in the glue drop with the «post-rostrum» (Fig. 1) slightly up and kept out of mounting media, with the plane containing nucleus always parallel to glass slide one.

Preparation - It consisted of two grinding processes to obtain a thin sagittal section (Fig. 1) and expose the «nucleus» and all increments. To go from the first to the second phases it takes at least 12 h, the time required for the resin

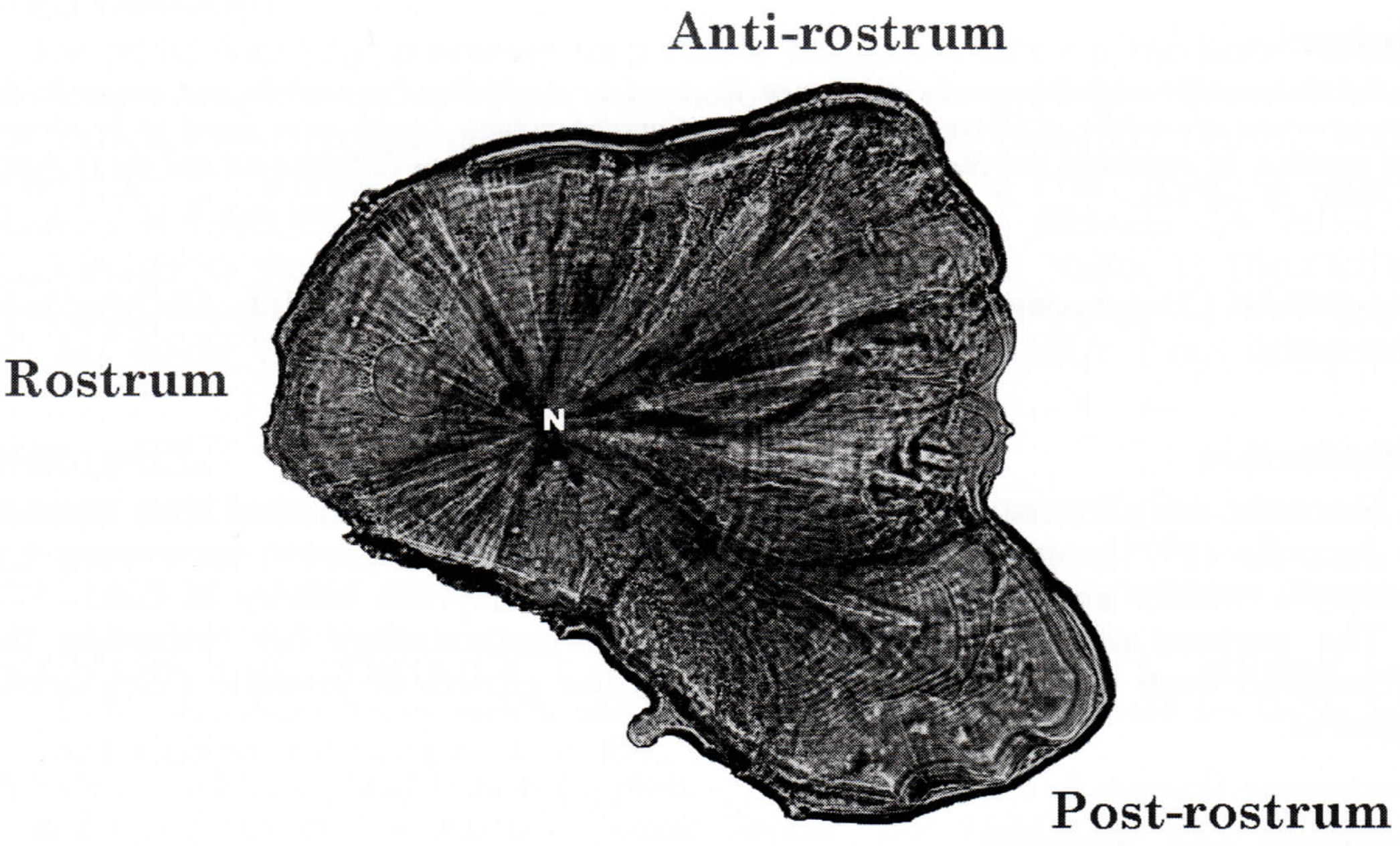


Fig. 1 - Finished sagittal section of lapillus from 89 day-old male juvenile sample (FL 33 cm). N = nucleus.
Sezione sagittale di un lapillus di un esemplare di 89 giorni (LF 33 cm). N = nucleus.

to dry. Grinding was carried out by hand on fine (1000/1200) waterproof sandpaper. After this, lapillus was embedded in the Canada Balsam (to clarify the preparation) and covered with a glass. All prepared sections were left to dry in an oven for about 1 h at 100 °C. After having finished this double polish preparation, lapillus was ready for the microstructural examination.

Observation and Reading - Growth increments were observed and counted at 400 magnification (Fig. 1) under a transmitted light stereomicroscope. Generally increments were counted, along the major growth axis where increment widths are greatest, from the «nucleus» to the edge region; sometimes it was necessary to shift from locally unclear areas to an adjacent one (Morales-Nin, *pers. comm.*). The procedure of otolith sampling and processing takes 2-days; to grind both sides and read one lapillus of an juvenile dolphin-fish requires approximately 30 minutes.

Results and conclusions

We estimated that the oldest specimen (male 52 cm FL) was 136 days old and the youngest 73 (male 27 cm FL). These results can be considered satisfactory and comparable with those obtained for the same species in the Mediterranean sea (Morales-Nin, *in press*). We are now interpreting sagitta daily increments of the samples already examined. The results once obtained and compared, may be considered one of the validation methods developed by others (Geffen, 1987). However, since it is a preliminary study and there is very little information in literature about this species, our goal is determine the best length-at-age estimators by another validation procedure.

Bibliography

CAMPANA S. E., NEILSON J. D. (1985) - Microstructure of Fish Otoliths. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **42**: 1014-1032.

GEFFEN A. J. (1987) - Methods of validating daily increment deposition in otoliths of larval fish. In: *Age and Growth of Fish.* Summerfelt R. C and Hall G. E. (eds.), Iowa State University Press.: 223-240.

MORALES-NIN B., DI STEFANO M., POTOSCHI A., MASSUTI E., RIZZO P., ROMEO T., GANCITANO S., BASILE C. - Differences between the sagitta and lapillus otoliths and vertebrae in estimating age and growth in juvenile dolphin-fish, *Coryphaena hippurus. In press on Scientia Marina.*

PANNELLA G. (1971) - Fish otoliths: daily growth layers and periodical patterns. *Science (Wash., DC).* **173**: 1124-1127.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 800-806

S. FOCARDI, M.C. FOSSI, C. LEONZIO, S. AURIGI, S. CASINI, I. CORSI,
S. CORSOLINI, F. MONACI, J.C. SANCHEZ-HERNANDEZ

Università degli Studi di Siena, Dipartimento di Biologia Ambientale,
Via delle Cerchia, 3 - 53100 Siena, Italia.

LIVELLI DI IDROCARBURI CLORURATI, IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI, METALLI PESANTI E BIOMARKERS BIOCHIMICI NELL'ITTIOFAUNA DEL MARE ADRIATICO

ORGANIC CONTAMINANT LEVELS AND BIOMARKERS RESPONSES ON ADRIATIC SEA FISH FAUNA

Abstract

An evaluation of the contamination levels of a man-made stressed and exploited basin as the Adriatic Sea is based on the assessment of the health status of its populations and fish communities. This research try to deepen the current knowledge of bioaccumulation levels and biomarkers responses to many classes of persistent contaminants such as PCBs, DDT, HCB, PAHs and trace metals in some fish species representative of this basin.

Key-words: Bioaccumulation, Biomarker, Adriatic Sea, Fish.

Introduzione

Questo progetto si propone di approfondire alcuni aspetti delle conoscenze sulla qualità ambientale e sullo stato di salute del mare Adriatico, attraverso una valutazione dello "stato di stress chimico" di alcune popolazioni pelagiche e bentoniche. Questo bacino é fortemente antropizzato e, per le sue caratteristiche strutturali e oceanografiche, si é reso protagonista di fenomeni degenerativi macroscopici e periodici a carico del suo ecosistema. La valutazione degli effetti della contaminazione di origine antropica sulle comunità ecologiche marine é di fondamentale importanza al fine di salvaguardare l'ambiente marino stesso. Attraverso un programma di biomonitoraggio che si avvale di strumenti chimico-analitici (analisi di residui) e biochimico-enzimatici (biomarkers), si é cercato di valutare, sia la presenza di inquinanti di diversa origine quali PCB (policlorobifenili), DDT (diclorodifeniltricloroetano), HCB (esaclorobenzene), IPA (idrocarburi policiclici aromatici) ed elementi in tracce, sia il loro impatto e/o effetti tossici su esemplari di alcune comunità ittiche ritenute a rischio. Un biomarker può essere definito come ".... quella variazione indotta da un contaminante, a livello delle componenti biochimiche o cellulari di un processo, di una struttura o di una funzione che può essere misurata in un sistema biologico" (NRC, 1989). La specificità e sensibilità delle risposte dei biomarkers affiancata ai dati sui livelli di accumulo permettono di stabilire possibili relazioni dose-effetto per i composti presenti in questo bacino che si dimostrano capaci di indurre sistemi detossificanti e quindi potenzialmente responsabili di un determinato effetto tossico sugli organismi (Stegeman e Hahn Stegeman e Hahn, 1994; Van der Oost *et al.*, 1996). Il confronto tra il contenuto in residui e i livelli di induzione enzimatica e di accumulo di metaboliti nelle specie ittiche in esame potrà essere impiegato nella valutazione degli effetti che determinate concentrazioni ambien-

tali di alcuni contaminanti possono causare, sia con alterazione nelle funzioni biologiche sia in alcuni casi più gravi con un vero e proprio danno sull'organismo e sulla comunità (Payne *et al.*, 1987; Tanabe *et al.*, 1987; Safe, 1993).

Metodi

La prima fase di questo programma di monitoraggio del bacino del mar Adriatico é stata effettuata nell'Alto Adriatico prendendo in considerazione tre zone caratterizzate da un diverso impatto antropico: la stazione 51 in prossimità della laguna di Venezia; la stazione 50 più a nord vicino al limite delle acque territoriali e la stazione 156 a largo delle coste venete. Nel mese di dicembre, nella stazione 50, sono stati campionati esemplari di *Merluccius merluccius* e nella stazione 51 esemplari di *Sprattus sprattus*. Gli esemplari di *Merluccius merluccius* e quelli di *Sprattus sprattus* sono stati mantenuti integri in ghiaccio e una volta in laboratorio conservati a -20 °C. Alcuni esemplari di *Merluccius merluccius* e di *Sprattus sprattus* sono stati invece dissezionati in *situ*, i loro fegati immersi in azoto liquido e` una volta in laboratorio conservati a -80 °C. Il terzo campionamento è stato effettuato a marzo nella stazione 156 dove sono stati campionati esemplari di *Sardina pilchardus* posti integri in azoto liquido direttamente *in situ*. Sul fegato di questi organismi sono state condotte le seguenti analisi. Analisi di elementi in tracce, mediante spettrometria di emissione al plasma, quali: cadmio (Cd), piombo (Pb), zinco (Zn), ferro (Fe) e rame (Cu); determinazione dei tenori di mercurio (Hg) mediante metodologia FIMS (Flow Injection Mercury System). Analisi di residui di organoclorurati mediante gas cromatografia su colonna di silice (Wakimoto *et al.*, 1971; Tanabe *et al.* 1987; Safe, 1990): HCB, PCB totali e coplanari, DDT. Analisi di idrocarburi aromatici (IPA) mediante HLPC e spettrometria di massa GC/MS. Analisi mediante spettrofotofluorimetria dei seguenti biomarkers biochimici: induzione delle attività dipendenti dal sistema delle monossigenasi a funzione mista (cit.- P450A1) quali: benzopirene monossigenasi (BPMO) (Kurelec *et al.*, 1977) e etossiresorufina-*O*-deetilasi (EROD) (Burke and Mayer, 1974). Analisi di intermedi metabolici quali le porfirine epatiche legate al processo della sintesi dell'eme mediante HPLC e spettrofotofluorimetria.

Risultati e discussione

I livelli di Hg nel fegato del *Merluccius merluccius* e dello *Sprattus sprattus* non risultano significativamente differenti. Da rilevare che per quanto riguarda il *M. merluccius* gli animali erano di piccola dimensione (22,8 cm, 25% di quella massima, 80 cm); si tratta di individui di giovane età esposti per tempi brevi alle condizioni ambientali di quelle aree. I campioni analizzati di *S. sprattus* avevano invece dimensioni vicine alla massima lunghezza per la specie (14,3 cm, massima 15 cm) e presumibilmente erano caratterizzati da tempi di esposizione più elevati. Per questa specie infatti é possibile rilevare una correlazione diretta tra il bioaccumulo del metallo e la lunghezza dell'organismo ($r=0,65$; $n=10$; $p=0,042$). Le concentrazioni di Cd nelle due specie presentano andamenti analoghi a quelli del Hg. Tra il mercurio e il cadmio esiste una correlazione significativa in entrambe le specie ad indicare come questi due metalli vengano coaccumulati nel fegato (spratto: $r=0,79$, $n=10$, $p=0,002$; nasello: $r=0,72$, $n=10$, $p=0,019$). I livelli di Pb risultano al di sotto dei limiti di rilevabilità strumentale.

Anche i livelli di zinco, rame e ferro sono risultati più elevati nello spratto rispetto al nasello (Figura 1). I risultati relativi ai residui di organoclorurati nel *Merluccius merluccius* e nello *Sprattus sprattus* sono riassunti nella Figura 2. Si rileva una maggiore concentrazione di PCB e DDT nel fegato di *M. merluccius* (PCB: media 253,18 ng/g peso fresco; DDT: 95,98 ng/g peso fresco) rispetto a quelli dello *S. sprattus* (PCB: 15,29 ng/g peso fresco; DDT: 8,38 ng/g peso fresco). Ciò é dovuto almeno in parte al diverso contenuto lipidico e alla diversa posizione nella catena trofica delle due specie. Dal confronto con i dati su studi compiuti nel 1974, 75 e 1978 (Relevante e Gil Martin, 1975; Vilicic *et al.*, 1978) si rileva un aumento delle concentrazioni di PCB nel fegato di *Merluccius merluccius* negli anni (8, 98 e 325 ng/g peso fresco). Questi risultati confermano quelli del 1978 ed indicano una presenza invariata di PCB in questa specie. Lo stesso trend si nota anche per le concentrazioni di DDT (Vilicic *et al.*, 1978) e

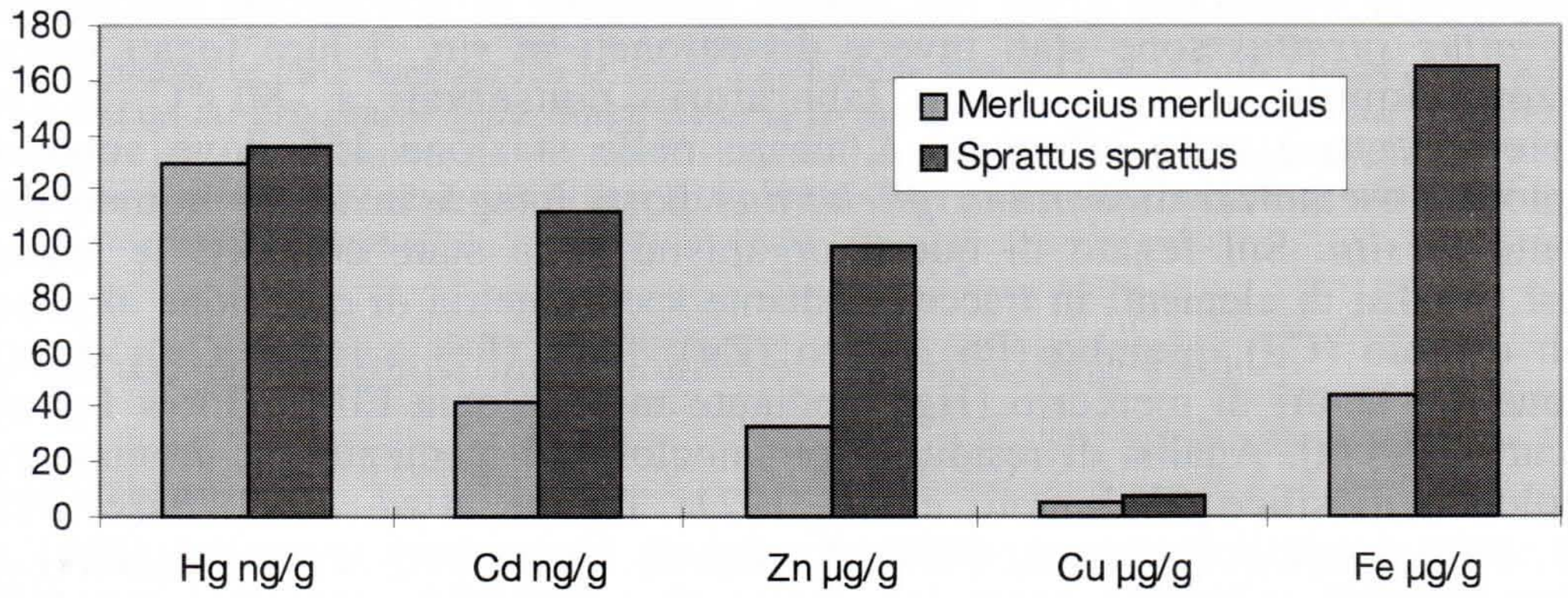


Fig. 1 - Concentrazione media (ng/g e µg/g peso fresco) degli elementi in tracce nel *Merluccius merluccius* e nello *Sprattus sprattus.*

Mean concentration (ng/g Hg, Cd and µg/g Zn, Cu, Fe wet weight) in liver of *Merluccius merluccius* and *Sprattus sprattus*.

ciò sembra confermare una contaminazione ancora in atto da parte di organoclorurati nel Nord Adriatico. Per quanto riguarda i PCB coplanari *non-ortho* sostituiti (PCB-77, PCB-126, PCB-169) dotati di elevata tossicità (Safe, 1990), si osserva che le loro concentrazioni risultano più elevate nel *M. merluccius* rispetto allo *S. sprattus* e alla *Sardina pilchardus* con valori rispettivamente di 2,24, 1,97, 0,32 pg/g peso fresco. Le analisi relative ai residui di idrocarburi policiclici aromatici hanno messo in evidenza la presenza di Fluorantrene, Phenanthene, Acenaphthene e tracce di Pyrene, Naphthalene e Anthracene sia nei campioni di *Merluccius merluccius* che di *Sprattus sprattus*. Nel *Merluccius merluccius* l'Acenaphthene é risultato presente in concentrazioni più elevate rispetto allo *Sprattus sprattus* mentre in quest'ultimo é prevalsa la presenza di Benzo(k)fluoranthene. Per quanto riguarda il contenuto di IPA totali il *Merluccius merluccius* sì é dimostrato accumulare questi composti in concentrazioni più elevate rispetto allo *Sprattus sprattus*, fenomeno riscontrato anche nei confronti degli organoclorurati presi in esame (PCB, DDT e HCB). Per quanto riguarda le analisi relative alle attività enzimatiche dipendenti dalle monossigenasi a funzione mista (cyt. P-4501A1) sono stati presi in considerazione i risultati relativi all'induzione dell'attività benzopirenemonossigenasica (BPMO) e dell'attività etossiresoru-

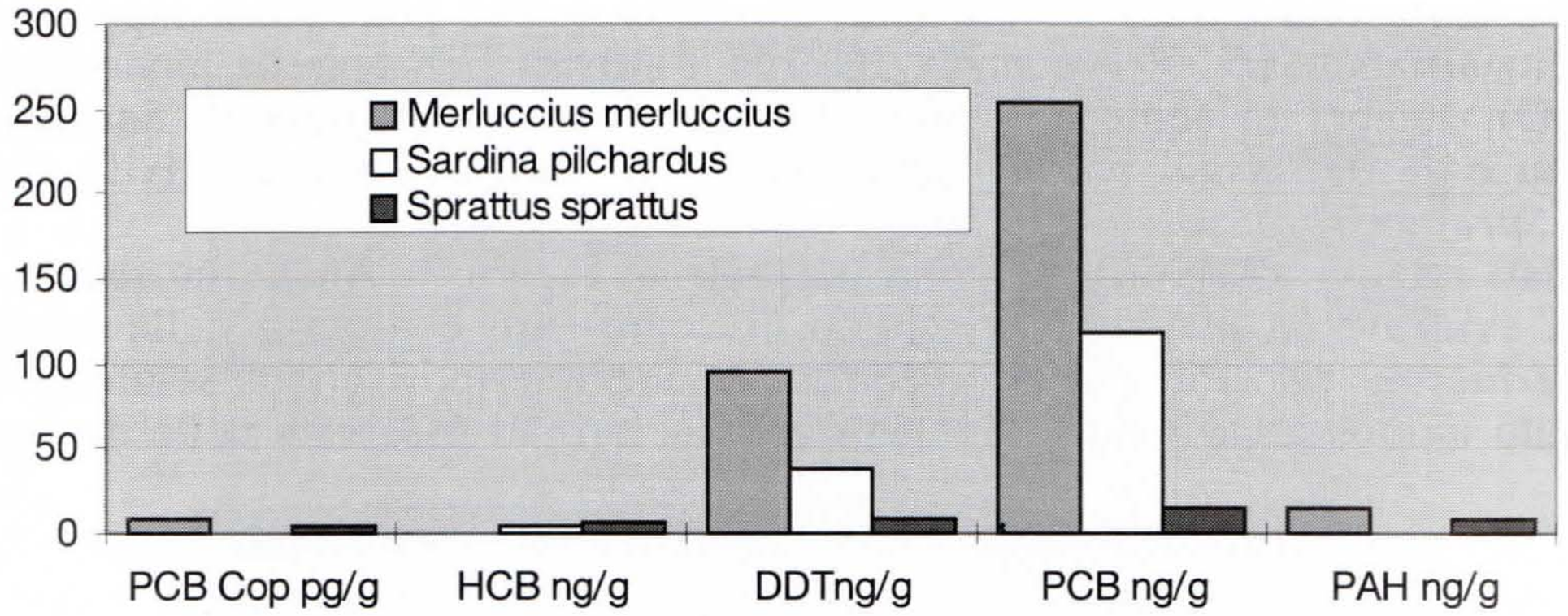


Fig. 2 - Concentrazioni medie in ng/g peso fresco di PCB totali, DDT HCB e IPA e in pg/g peso fresco di PCB coplanari nelle tre specie ittiche in esame

Mean concentrations on ng/g wet weight of total PCBs, DDTs, HCB and PAHs and on pg/g wet weight for coplanar PCBs on the three fish specimens.

fina-o-deetilasica (EROD) e il relativo contenuto proteico, nelle tre specie in esame. In *Sardina pilchardus* si é riscontrata la presenza di un'induzione dell' attività EROD (13,4-22 pmol res./mg prot./min.) inferiore a quella riscontrata in *Merluccius merluccius* (16,54-54,83), nessuna attività é stata riscontrata nello *Sprattus sprattus*. Considerando che la bibliografia riporta come attività basali nelle specie ittiche valori molto vicini allo zero e in alcuni casi non quantificabili (Goksoyr e Forlin, 1992), sia *Merluccius merluccius* sia *Sardina pilchardus* sembrano quindi essere interessati da un fenomeno di induzione a carico di tali attività. Probabilmente composti quali PCB, DDT e HCB presenti anche in concentrazio-

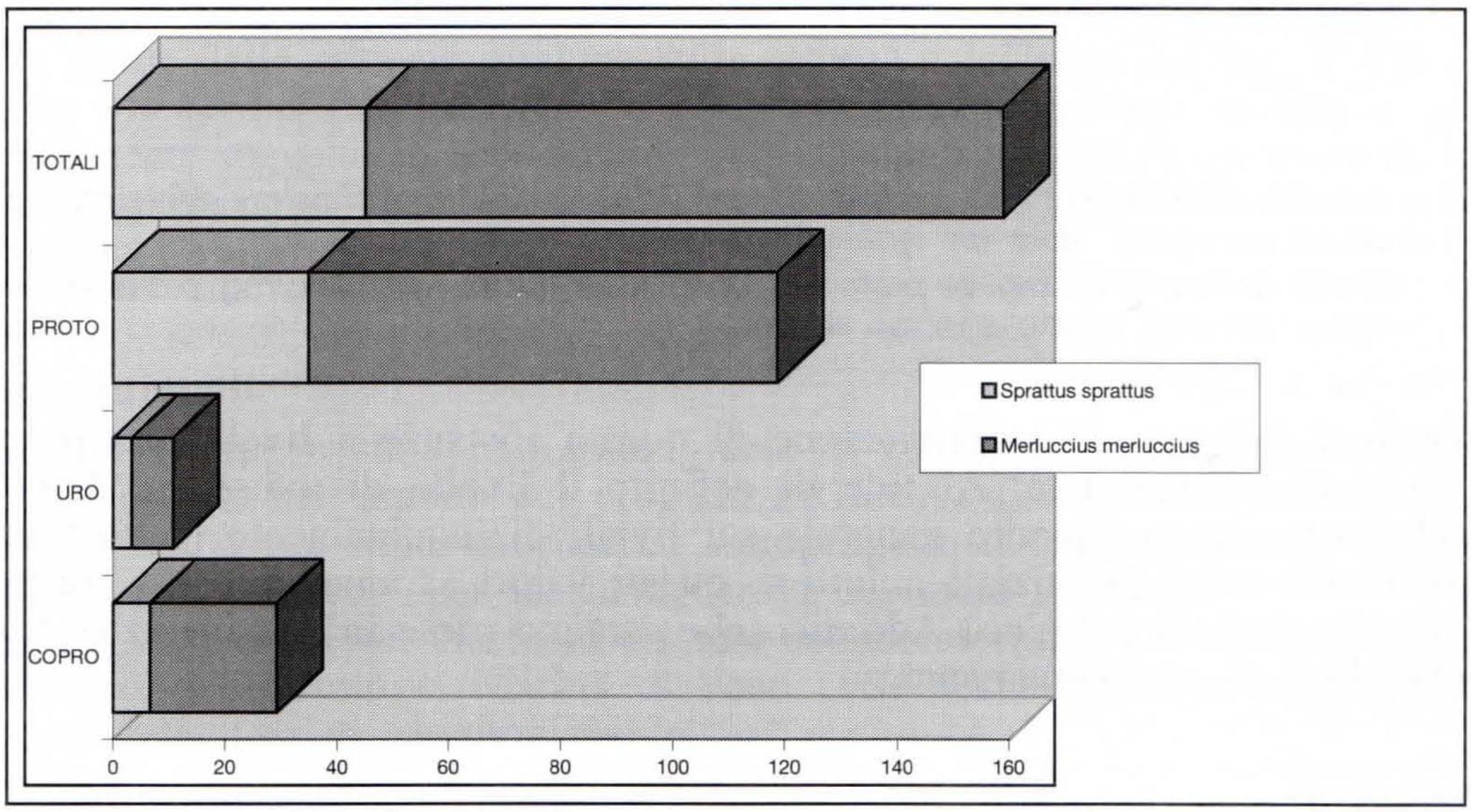


Fig. 3 - Concentrazioni medie delle porfirine totali e della uroporfirina, coproporfirina e della protoporfirina espresse come pmoli/g di tessuto peso secco nel *Merluccius merluccius* e nello *Sprattus sprattus*.

Mean concentrations of total porphyrins and uroporphyrin, coproporphyrin and protoporphyrin as pmoli/g of tissue dry weight in *Merluccius merluccius* and *Sprattus sprattus*.

ni abbastanza elevate nei tessuti delle specie in esame potrebbero rappresentare i potenziali induttori. Per quanto riguarda l'attività benzopirene-monossigenasi (BPMO), sembra evidente un fenomeno induttivo nei campioni di *Sardina pilchardus* e di *Merluccius merluccius* rispetto alla quasi assenza di attività rilevata nello *Sprattus sprattus*.

I dati relativi alle porfirine sono mostrati in Figura 3. Anche in questo caso risulta evidente un maggiore contenuto di copro- uro e proto e delle totali nel *M. merluccius* rispetto allo *S. sprattus*. Anche questo risultato sembra essere correlato alle osservazioni relative agli organoclorurati osservate nelle due specie

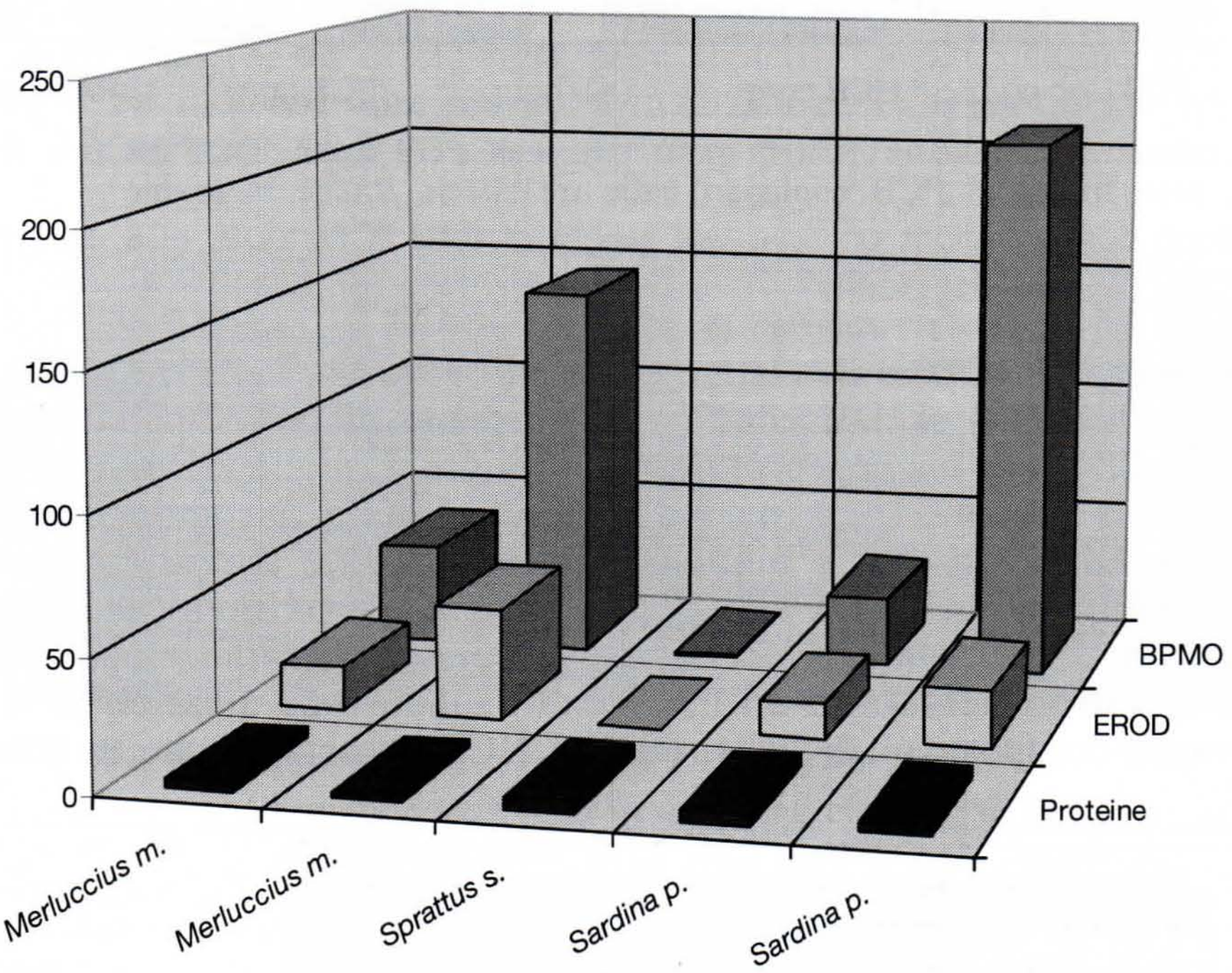


Fig. 4 - Attività BPMO (U.F./mg proteina/h) e EROD (pmol resorufina/mg proteina/min.) in alcuni esemplari delle tre specie in esame.

BPMO activity (U.F./ mg of protein/h) and EROD (pmol resorufina/mg proteina/min.) in some samples of the species studied.

a conferma della possibile interazione di queste sostanze a livello dei processi del metabolismo cellulare. Al fine di definire il livello di induzione di queste attività e ottenere un quadro generale sui livelli di inquinamento, sulle fonti di inquinamento e sui potenziali induttori, questi valori saranno messi a confronto con le altre stazioni del Nord Adriatico che saranno prese in considerazione nella seconda fase di campionamento.

Conclusioni

I risultati di questa prima indagine di carattere preliminare sui livelli di accumulo di alcuni contaminanti e sulle risposte enzimatiche relative allo stress chimico di tre diverse specie ittiche del bacino nord Adriatico evidenziano una diversa distribuzione dei contaminanti in relazione al livello trofico, al contenuto lipidico e all'età dell'organismo. *Merluccius merluccius* sembra rappresentare una

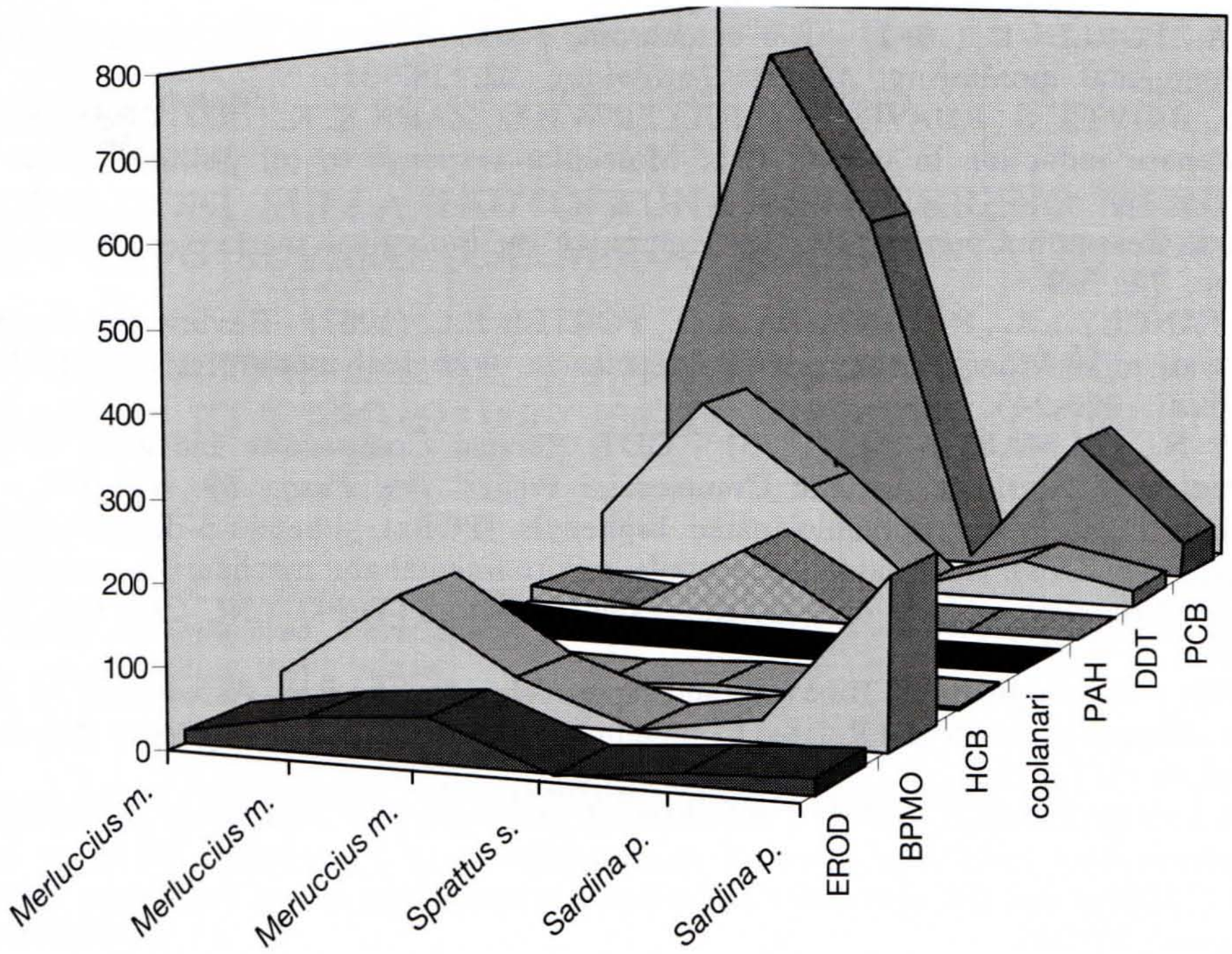


Fig. 5 - Confronto fra i livelli di bioaccumulo ed i biomarkers indotti.
Comparison between bioaccumulation levels and biomarkers responses.

specie adatta ad essere utilizzata come bioindicatore della contaminazione da parte di organoclorurati (PCB, DDT e HCB) e da idrocarburi policiclici aromatici, come risulta anche dalle risposte ottenute sulle attività catalizzate dal cyt. P-450 1A1. *Sardina pilchardus* pur presentando un contenuto lipidico più elevato e quindi più facilmente soggetta ad accumulare composti lipofilici sembra costituire un buon indicatore della contaminazione da idrocarburi policiclici aromatici come sembrano dimostrare i valori elevati dell'attività BPMO.

Ringraziamenti

Questa ricerca é stata realizzata grazie al contributo del Centro Nazionale Ricerche (CNR) nell'ambito del progetto PRISMA2 (Programma di Ricerca per la Salvaguardia del Mare Adriatico) sottoprogetto "Applicazione di indicatori biologici e biomarkers" per la salvaguardia del mare Adriatico.

Si ringraziano il Prof. Piccinetti e i suoi collaboratori dell'Università di Bologna - Laboratorio di Biologia Marina di Fano (PS) per la preziosa collaborazione fornitaci nelle fasi di campionamento.

Bibliografia

BURKE M.D., MAYER R.T. (1974) - Ethoxyresorufin: direct fluorimetric assay of a microsomal O-dealkylation which is preferentially induced by 3-methyl-cholantrene. *Drug Metab. Disp.*, **2**: 583-588.

GOKSØYR A., FORLIN L. (1992) - The cytochrome P-450 system in fish, aquatic toxicology and environmental monitoring. *Aquatic Toxicology*, **22**: 287-311.

KURELEC B., BRIVTIC S., RIJAVEC M., MULLER W.E.G., ZAHN R. K. (1977) - Benzo(a)pyrene monooxygenase induction in marine fish. Molecular response to oil pollution. *Mar. Biol.*, **44**: 211-216.

NRC (National Research Counci) (1987) - Commitee on biological markers. *Environ. Health Perspective*, **74**: 3-9.

PAYNE J.F., FANCEY L.L., RAHINTULA A.D., PORTER E.L. (1987) - Review and Perspective on the use of mixed function oxygenase enzymes in biological monitoring. *Comp. Bioche., Physiol.*, **86C**: 223-245.

RELEVANTE N., GILMARTIN M. (1975) - DDT, Related Compounds and PCB in Tissues of 19 Species of Northern Adriatic Commercial Fishes. *Inv. Pesq.*, **39**: 491-507.

SAFE S., PHIL D. (1990) - Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic Equivalency Factors (TEFs). *CRC Crit. Rev. Toxicol.*, **21**: 51-88.

SAFE S. (1993) - Development of Bioassay and Approaches for the Risk Assessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin and Related Compounds. *Environ. Health. Perspective Supplements*, **101** (suppl.3): 317-325.

STEGEMAN J.J., HAHN M.E. (1994) - *Biochemisty and molecular biology of monooxigenase: current perspective on forms function and regulation of cytochrome P450 in aquatic species.D.C.Malins and GK Ostrander (Eds) Aquatic toxicology. Lewis Publishers CRC* Boca Raton, Lewis: 87-206.

TANABE S., KANNAN N., WAKIMOTO T., TATSUKAWA R. (1987) - Method for the determination of three non-ortho chlorine substituted coplanar PCBs in environmental samples at part-per-trillion levels. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, **29**: 199-213.

VAN DER OOST R., GOKSOYR A., CELANDER M., HEIDA H., VERMEULEN N.P.E. (1996) - Biomonitoring of aquatic pollution with feral eel (Anguilla anguilla)II. Biomarkers: pollution-induced biochemical responses. *Aquatic Toxicology*, **36**: 189-222.

VILICIC D., PICER N., PICER M., NAZNSKY, B. (1978) - Monitoring of chlorinated hydrocarbons in biota and sediments of South Adriatic coastal waters. VIes J. Etud. Polluttions, Antalya, CIESM: 143-6.

WAKIMOTO T., TATSUKAWA R., OGAWA T. (1971) - Analytical methods of PCBs. *J. Environ. Pollut. Cont.*, **7**: 517-522 (in Japanese).

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 708-810

D. GIORDANO, F. PERDICHIZZI

Istituto Sperimentale Talassografico C.N.R., Spianata S. Raineri, 86 - 98123 Messina, Italia.

OSSERVAZIONI SULLA TEUTOFAUNA NEL TIRRENO MERIDIONALE DA CAPO SUVERO (CALABRIA) A CAPO S. VITO (SICILIA)

OBSERVATIONS ON THE TEUTHOFAUNA FROM CAPO SUVERO (CALABRIA) TO CAPO S. VITO (SICILY) - SOUTHERN TYRRHENIAN SEA

Abstract

In the context of the trawl surveys carried out from 1994 to 1995 a total of 32 cephalopod species were found in the study area; a preliminary list of these species is reported with notes on the distribution and the corresponding depth range.

Key-words: Cephalopods, Distribution, South Tyrrhenian Sea.

Introduzione

Si riportano in questo studio i dati ricavati da quattro campagne sperimentali di pesca a strascico svolte nell'ambito del progetto finanziato dal M.R.A.A.F. sulla "Valutazione delle risorse demersali nei mari italiani" dall'Unità operativa Tirreno 6 dell'Istituto Talassografico di Messina negli anni 1994/95. Lo scopo di tale ricerca è quello di fornire una nota sulla distribuzione della teutofauna nell'area di interesse. Infatti, oltre alle specie commerciali, bersaglio della ricerca, si sono raccolte specie che, pur prive di valore commerciale, rivestono interesse scientifico.

L'elenco delle specie di Molluschi Cefalopodi è stato riportato da altri Autori nel Mar Tirreno (Bello *et al.*, 1994; Belcari e Sartor, 1993), ed in altri mari (D'Onghia *et al.*, 1995; Jereb e Ragonese, 1994; Mangold-Wirz, 1963). I dati ottenuti sono relativi a 32 diverse specie di molluschi cefalopodi, delle quali si evidenzia l'intervallo batimetrico entro il quale sono state catturate.

Materiali e metodi

L'area indagata è compresa tra Capo Suvero in Calabria e Capo San Vito in Sicilia (Fig. 1) e presenta una superficie pari a 5771 km^2, di cui 3751.1 km^2 strascicabili.

Per questa indagine è stato utilizzato un motopeschereccio a strascico con una rete con lunghezza della maglia stirata del sacco di 36 mm ed è stato adottato un disegno di campionamento casuale stratificato seguendo il seguente schema: strato A (0-50 m), strato B (50-100 m), strato C (100-200 m), strato D (200-450 m) e strato E (450-700 m). Gli organismi raccolti sono stati separati per specie e su ciascun esemplare sono stati rilevati il peso (in g), la lunghezza dorsale del mantello (in mm), il sesso e lo stadio di maturità delle gonadi. Per gli esami di laboratorio è stato seguito lo schema metodologico proposto da Ragonese e Jereb (1985).

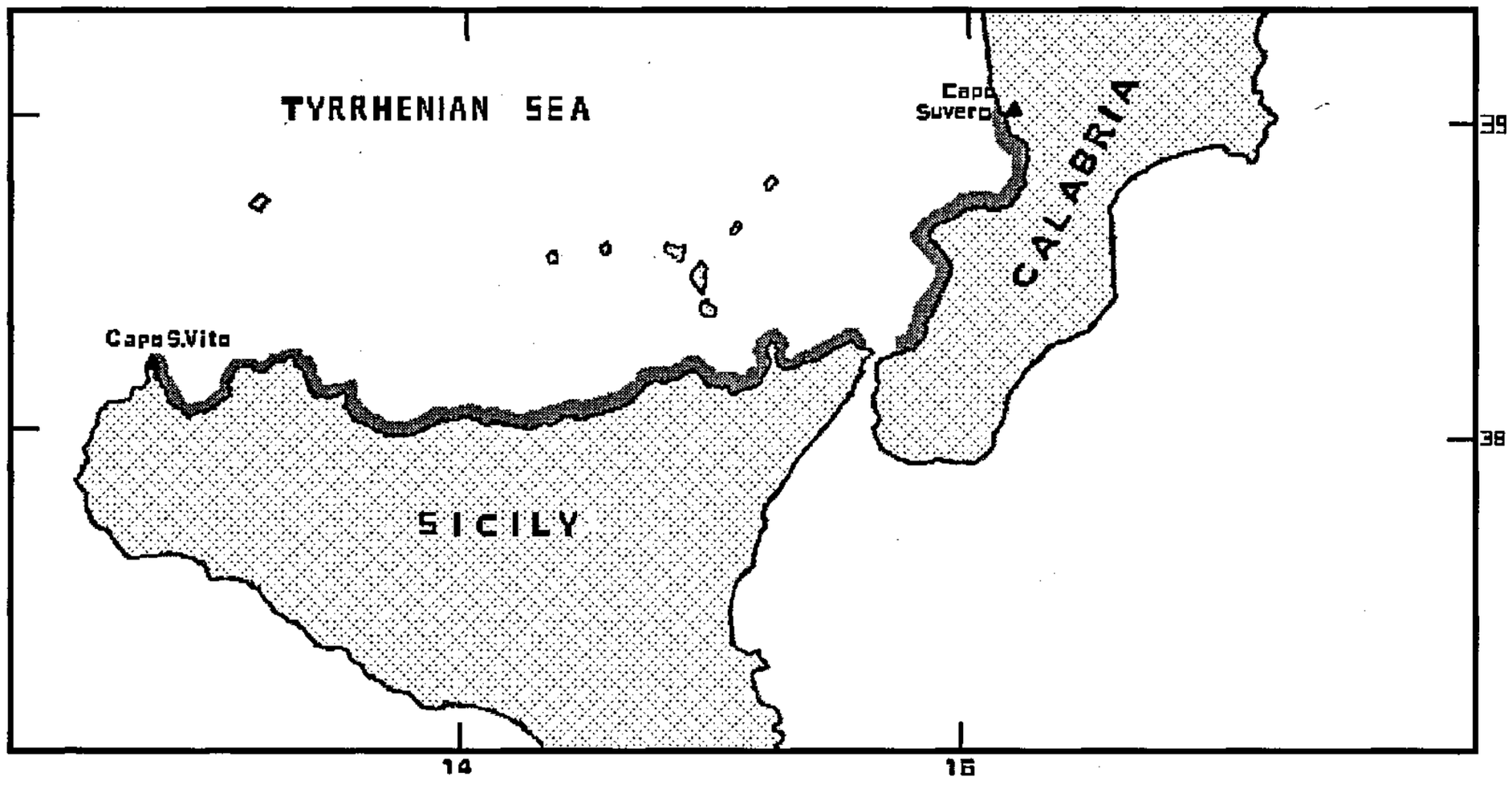


Fig. 1 - Area di studio da Capo Suvero (Calabria) a Capo San Vito (Sicilia).
Study area from Capo Suvero (Calabria) to Capo San Vito (Sicily).

Risultati

Nel corso dei surveys sono stati raccolti in totale 3364 cefalopodi, per una biomassa complessiva di 234.79 kg. In tabella 1 viene riportata una lista contenente le 32 specie di molluschi cefalopodi catturate ed il loro range batimetrico. Dodici appartengono all'Ordine Sepioidea e tra queste *Sepia officinalis, Sepiola affinis, Sepiola intermedia* e *Sepiola robusta* sono state catturate entro i 200 m di profondità, mentre le altre specie presentano un range batimetrico più ampio. Undici specie appartengono all'Ordine Teuthoidea; oltre a quelle più comuni si segnala la presenza in questa zona di *Chiroteuthis veranyi* e *Ancistroteuthis lichtensteinii,* rinvenute entrambe nella stessa cala alla profondità di 648 metri nel Golfo di Castellammare (Sicilia).

Altre specie batiali sono rappresentate da *Histioteuthis bonnellii* ed *Histioteuthis reversa,* catturati rispettivamente a 540 e 620 m. Nove specie appartengono all'Ordine Octopoda; tra questi un solo esemplare di *Octopus macropus* è stato prelevato alla profondità di 30 m ed uno di *Octopus defilippi* a 35 m di profondità. *Pteroctopus tetracirrhus* è abbastanza frequente ed è stato catturato ad una profondità compresa fra 183 e 648 m.

Conclusioni

I risultati delle quattro campagne di pesca a strascico mostrano un quadro abbastanza rappresentativo della fauna teutologica nell'area oggetto di studio, in cui tra l'altro va rilevata la ricchezza faunistica.

Tuttavia questa prima lista sistematica non può essere considerata definitiva in quanto alcune specie come *Abralia verany, Pyroteuthis margaritifera, Onychoteuthis banksi* riportati da Jereb e Ragonese (1994) nel Canale di Sicilia potrebbero essere presenti anche nella nostra area di studio, mentre *Octopus*

Tab. 1 - Lista dei Cefalopodi, con indicazione della profondità minima e massima, rinvenuti nel Mar Tirreno meridionale nei trawl surveys 1994-1995.
Cephalopod caught in the Southern Tyrrhenian Sea within the trawl surveys carried out in 1994-1995. Minimum and maximum depth of capture are reported.

ORDINE SEPIOIDEA	**Profondità**	
	Min	**Max**
Famiglia Sepiidae	metri	metri
Sepia officinalis Linnaeus, 1758	23	147
Sepia orbignyana Ferussac, 1826	84	393
Sepia elegans de Blainville, 1827	23	393
Famiglia Sepiolidae		
Sepiola affinis Naef, 1912	117	178
Sepiola intermedia Naef, 1912	60	180
Sepiola ligulata Naef, 1912	85	260
Sepiola robusta Naef, 1912	85	180
Sepietta oweniana (d'Orbigny, 1841)	60	620
Sepietta neglecta Naef, 1916	84	251
Rondeletiola minor (Naef, 1912)	147	401
Rossia macrosoma (Delle Chiaje, 1830)	429	543
Neorossia caroli (Joubin, 1902)	147	401
ORDINE TEUTHOIDEA		
Famiglia Loliginidae		
Loligo vulgaris Lamarck, 1798	28	251
Loligo forbesi Steenstrup, 1856	71	393
Alloteuthis media (Linnaeus, 1758)	23	251
Alloteuthis subulata (Lamarck, 1798)	20	200
Famiglia Onychoteuthidae		
Ancistroteuthis lichtensteinii (Ferussac, 1839)	648	648
Famiglia Histioteuthidae		
Histioteuthis bonnellii (Ferussac, 1835)	540	540
Histioteuthis reversa (N.A. 6 G.L. Voss, 1962)	620	620
Famiglia Ommastrephidae		
Illex coindetii (Verany, 1839)	31	648
Todaropsis eblanae (Ball, 1841)	145	620
Todarodes sagittatus Lamarck, 1798	117	615
Famiglia Chiroteuthidae		
Chiroteuthis veranyi (Fèrussac, 1835)	648	648
ORDINE OCTOPODA		
Famiglia Octopodidae		
Octopus vulgaris Cuvier, 1798	23	267
Octopus macropus Risso, 1826	30	30
Octopus salutii Verany, 1839	117	251
Scaeurgus unicirrhus (Delle Chiaje, 1841)	60	593
Pteroctopus tetracirrhus (Delle Chiaje, 1830)	183	648
Eledone moschata (Lamarck, 1798)	28	267
Eledone cirrhosa (Lamarck, 1798)	26	429
Bathypolypus sponsalis (P. & H. Fisher, 1829)	251	593
Octopus defilippi Verany, 1851	35	35

defilippi non è stato rinvenuto nel Canale di Sicilia. Inoltre alcune specie appartenenti all'Ordine Sepioidea, famiglia Sepiolidae, come *Sepietta obscura* ed *Heteroteuthis dispar* potrebbero essere sfuggite alle maglie della rete. Questa nota va quindi considerata come un punto di partenza che possa servire a stimolare ricerche future.

Bibliografia

BELCARI P., SARTOR P. (1993) - Bottom trawling teuthofauna of the northern Tyrrhenian Sea. *Sci. Mar.*, **57** (2-3): 145-152.

BELLO G., PIPITONE C., ARCULEO M. (1994) - I Cefalopodi dei fondi strascicabili del Golfo di Castellammare. *Boll. Malacol.*, **30** (5-9): 173-181.

D'ONGHIA G., MATARRESE A., TURSI A., MAIORANO P., PANETTA P. (1995) - Osservazioni sulla Teutofauna epi e mesobatiale nel Mediterraneo orientale (Mar Ionio e Mar Egeo). *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 199-204.

GRECO S., PERDICHIZZI F., CAPECCHI D., GIORDANO D., SPALLETTA B. (1996) - Valutazione delle Risorse Demersali nei Mari Italiani: Unità Operativa T6. Rapporto finale (Marzo 1994-Febbraio 1996).

JEREB P., RAGONESE S. (1994) - The Mediterranean Teuthofauna: towards a biogeographical coverage by regional census. II: Strait of Sicily. *Boll. Malacol.*, **30** (5-9): 161-172.

MANGOLD-WIRZ K. (1963) - Biologie des Cèphalopodes benthiques et nectoniquesde la Mer Catalane. *Vie et Milieu*, Suppl., **13**: 285 pp.

RAGONESE S., JEREB P. (1985) - Metodologia da seguire per la lavorazione in laboratorio dei molluschi cefalopodi raccolti durante le campagne di ricerca in mare (Programma T.R.A.W.L.). *ID/TN/SR-PJ/2/0785/Draft.*

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 811-813

G.B. GIUSTO, U. MORARA, S. RAGONESE

Istituto di Tecnologia della Pesca e del Pescato, CNR, Via L. Vaccara, 61
91026 Mazara, Trapani, Italia.

DESCRIZIONE DI UNA RANA PESCATRICE *ALIENA* PER IL MEDITERRANEO: *CHAUNAX PICTUS* (LOPHIIFORMI -CHAUNACIDAE)

DESCRIPTION OF A COFFINFISH, *CHAUNAX PICTUS LOWE 1846* (LOPHIIFORMI - CHAUNACIDAE), NEW IMMIGRANT IN THE MEDITERRANEAN SEA

Abstract

The finding of a medium size Chaunax pictus *(Lophhformi - Chaunacidab), 183 mm total length and 170 g body weight, an alien coffinfish coming from the deep bottoms of the Mediterranean Sea, is reported.*

Key-words: *Chaunax pictus*, trawling, Mediterranean Sea.

Introduzione

Pesci pescatori ("anglerfish") è un termine vernacolare con cui si indicano, genericamente, quelle specie ittiche che hanno modificato il primo raggio della pinna dorsale in una vera e propria esca *(illicium):* un filamento (raggio) che sostiene un'appendice apicale carnosa, di varia forma (pesciolino, gamberetto, ma specie specifica), luminescente nelle specie profonde, con la quale vengono attirate le prede.

Rappresentati nel Mediterraneo solo dai due conspecifici Lophiidae, *Lophius piscatorius* e *L. budegassa,* i pesci pescatori sono diffusi in tutti gli Oceani del mondo con varie famiglie fra le quali, oltre i Lophiidae, quelle degli Antennaridi e dei Chaunacidi (Smith e Heemstra, 1986; FishBase, 1995).

I Chaunacidi comprendendono due generi, *Chaunax* e *Bathycaunax,* e quattordici specie nominali (Caruso, 1989a, b) fra cui *Chaunax pictus* Lowe 1846, segnalata per le coste atlantiche europee, ma sconosciuta per il Mediterraneo (Smith e Heemstra, 1986; Fredj e Maurin, 1987; Caruso e Pietsch, 1987, Caruso, 1989b).

In questa sede viene descritto un esemplare di rana pescatrice *aliena* per il Mediterraneo, ascrivibile alla specie *Chaunax pictus.*

Il pesce è stato catturato da un motopesca a strascico di Mazara del Vallo. La cattura è avvenuta nel febbraio 1997, durante una battuta di pesca a gamberi rossi sui fondali mesobatiali (ca. 600 m) a nord - ovest del Banco delle Sentinelle (Mediterraneo centrale; coordinate GPS 38°15'00" N; 10°03'00" E).

Materiali e metodi

L'animale è stato scongelato e quindi misurato e fotografato. Lo stato di gonfiore del corpo, causato dall'acqua presente nell'addome, è stato mantenuto anche dopo lo scongelamento.

Il volume di liquido è stato misurato tramite aspirazione con una siringa graduata. Per il riconoscimento, le misure morfologiche ed i caratteri meristici si è fatto riferimento alle descrizioni riportate nella letteratura specifica (Smith e Heemstra, 1986; Caruso e Pietsch, 1987; Caruso, 1989b).

Risultati

La colorazione del corpo (uniformemente rosata con minute macchie dorate), la conformazione dello *illicium* (più corto e con un'esca più semplice) e della rispettiva tasca (rosata), la colorazione bianca della cavità orale e l'uniforme minuta

Tab. 1 - Dati biometrici e meristici dell'esemplare Mediterraneo di *Chaunax pictus*.
Measures of the Mediterranean specimen of *Chaunax pictus*.

Misura (mm; g) o conteggio	Valore assoluto	Indice (%LT, %PT)
Lunghezza totale (LT)	183	100
Lunghezza standard (LS)	158	86.3
Altezza corpo	33	18.0
Distanza bocca - ano	104	56.8
Apertura bocca	32	17.5
Distanza bocca 2ª dorsale	86	47.0
Distanza interorbitale (00)	20	10.9
Diametro oculare oriz. (00')	6	3.3
Diametro oculare vert. (Ih)	5	2.7
Lunghezza interdorsale.	71	38.8
Altezza peduncolo caudale	12	22.0
Lunghezza asta illicio	7	3.8
Diametro medio macchie (piccole)	1.4	0.8
Diametro medio macchie (grandi)	3.2	1.7
Diametro apertura branchiale	15	8.2
Peso corporeo (gonfio)	225	132.3
Peso corporeo (sgonfio)	170	100
Peso liquido addominale	55	32.3
Pinna dorsale		
Anteriore (n° raggi)	I (II nascosti)	-
Posteriore (n° raggi)	12	-
Lunghezza della base	41	22.4
Pinna pettorale		
Numero raggi	13	-
Lunghezza base	13	7.1
Pinna anale		
Numero raggi	7	6-7
Lunghezza base	15	8.2
Pinna caudale		
Larghezza	38	20.8

spinulazione della cute sono fra i principali caratteri che hanno condotto all'identificazione della famiglia (Chaunacidae) e della specie.

Sulla base della taglia massima riportata in letteratura (400 mm), l'esemplare esaminato (i cui dati biometrici e meristici sono presentati in Tab. 1) si può considerare di media taglia misurando 183 mm di lunghezza totale per un peso complessivo, dopo scongelamento pari a 225 g e 170 g con e senza liquido addominale, rispettivamente. Le caratteristiche macchie dorate sono rimaste evidenti nonostante lo scongelamento.

Discussione e conclusioni

Chaunax pictus è ritenuta una specie bentonica, sedentaria e cattiva nuotatrice che predilige i fondali della scarpata continentale. In generale, i Lophiiformi depongono le uova in lunghi nastri a galleggiamento neutro da cui emergono larve che si insediano sul fondo. Se la specie *aliena* si comporta ugualmente, è molto improbabile che il fenomeno osservato sia il risultato di una migrazione attiva, bensì il caso di un trasporto di larve o giovanili da parte della corrente Atlantica.

L'esemplare catturato è riuscito, evidentemente, ad insediarsi ed accrescersi condividendo la nicchia ecologica dei suoi parenti mediterranei dato che nella stessa cala sono state catturate, oltre le tipiche specie mesobatiali (gamberi rossi, grandi naselli, chimere, squali boccanegra, mictofidi, macruridi, ecc.) le due specie del genere *Lophius*, anche di cospicua taglia.

Di contro, è da escludere che si tratti di un migrante Lessepsiano, sia per le specifiche esigenze ambientali, sia perché la presenza di *C. pictus* non è accertata nel Pacifico; la specie, inoltre, non compare nella recente revisione di Golani (1996). Infine, l'animale è risultato completamente sconosciuto ai pescatori mazaresi che pure da più di un ventennio strascicano intensamente i fondali mesobatiali del Mediterraneo centrale.

Ringraziamenti

Al capitano Francesco Adragna che ha fornito l'esemplare ed i dati relativi alla cattura.

Bibliografia

CARUSO J.H. (1989a) - A review of the Indo - Pacific members of the deep water chaunacid anglerfish genus *Bathychaunax*, with the description of a new species from the eastern Indian Ocean (Pisces: Lophiiformes). *Bull. Mar. Sci.*, **45** (3): 574-579.

CARUSO J.H. (1989b) - Systematics and distribution of the Atlantic chaunacid anglerfishes (Pisces: Lophiiformes). *Copeia,* **1**: 153-165.

CARUSO J.H., PIETSCH T.W. (1987) - Chaunacidae. In: Witehead, P.J.P., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J., Tortonese E. (eds.), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean,* Unesco: 1369-70.

FISHBASE (1995) - FishBase: a biological database on fish. Ver. 1.2 CD-ROM, ICLARM, Manila.

FREDJ G., MAURIN C. (1987) - Les poissons dans la banque de données MEDI-FAUNE. Application à l'étude des caractéristiques de la faune ichthyologique méditerranéenne. *Cybium,* **11**, 3: 217-299.

GOLANI D. (1996) - The marine Ichthyofauna of the Eastern Levant - History, Inventory and Characterisation. *Israel Journal of Zoology*, **42**: 15-55.

SMITH M.M., HEEMSTRA P.C. (1986) - *Smiths' Sea Fishes*. Springer Verlag, Berlin: 1047 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 814-817

P. JEREB, S. RAGONESE, A. BONANNO, U. MORARA

Istituto Tecnologia Pesca e Pescato, CNR, Via L. Vaccara 61,
91026 Mazara del Vallo, Trapani, Italia.

IMAGE ANALYSIS SYSTEM APPLÌED TO STATOLITHS: PROBLEMS AND PERSPECTIVES

UN SISTEMA DI ANALISI DELL'IMMAGINE APPLICATO AGLI STATOLITI: PROBLEMI E PROSPETTIVE

Abstract

Statolith morphometric study and growth increment reading were performed by using original image analysis programs. The system used is discussed along with the developed programs and their problems and perspectives.

Key-words: Image-Analysis-System, Statolith, Morphometry, Ageing, Squid.

Introduction

Age determination is one of the most debated issue in squid biology investigation focused to fishery management. Recently great emphasis was given to the study of squid statoliths due to the presence of growth increments very similar in appearance to those of fish otoliths (Jackson, 1994). However, in spite of the scientific efforts made in the last decade, still many questions remain unsolved and serious problems occur in statolith study: as an example, results obtained by expert scientists may be strikingly different, mainly due to differences in statolith preparation and/or reading techniques (Lipinski and Durholtz, 1994).

Recently, the development of new computer-based Image Analysis Systems (IAS) appeared of great interest for otolith investigation (Campana, 1987, 1992; Jearld, 1995) and their potential for statolith study was also evidenced (Jereb *et al.*, 1991). A research project supported by the EU (Jereb *et al.*,1996) allowed to set an IAS and to test the effectiveness of original programs (Bonanno *et al.*, 1996) on different squid species.

Material and methods

The IAS used consisted of a compound optical microscope, a pentium processor PC with two monitors, a monochrome video camera, and a monochromatic frame-grabber board upgraded to a dual monitor configuration. OPTIMAS 4.0 (OPTIMAS, 1992) was used for statolith images acquisition and analysis. This software operates under WINDOWS, and allows the operator to perform the basic applications given within the package and/or to build up specific applications in order to fulfil specific requirements. The latter approach was followed in the present case and two programs were developed, IASAS-Morphometry and IASAS-Increments Reading (Bonanno *et al.*, 1996). The utility implemented to automatically measure the entire statolith is shown in Fig. 1A, along with the basic measures. Basically, the statolith image is framed within a rectangle having two sides parallel and equal to the statolith Total Length (TL), one of them

tangential to the lateral dome. Dorso-Lateral Length (DLL), Ventro-Lateral Length (VLL), statolith area, perimeter and circularity index are then automatically computed. Statoliths were then prepared following Arkhipkin's method (Dawe and Natsukari, 1991), for increments reading and were conventionally read. Automatic reading was carried out on images obtained under a 40x magnification objective, using transmitted light. The program identifies growth increments as a continuous series of peaks/valleys along a luminance (or "grey" values) scale. They are marked on the screen by flags (Fig. 1B) and their number is recorded on a

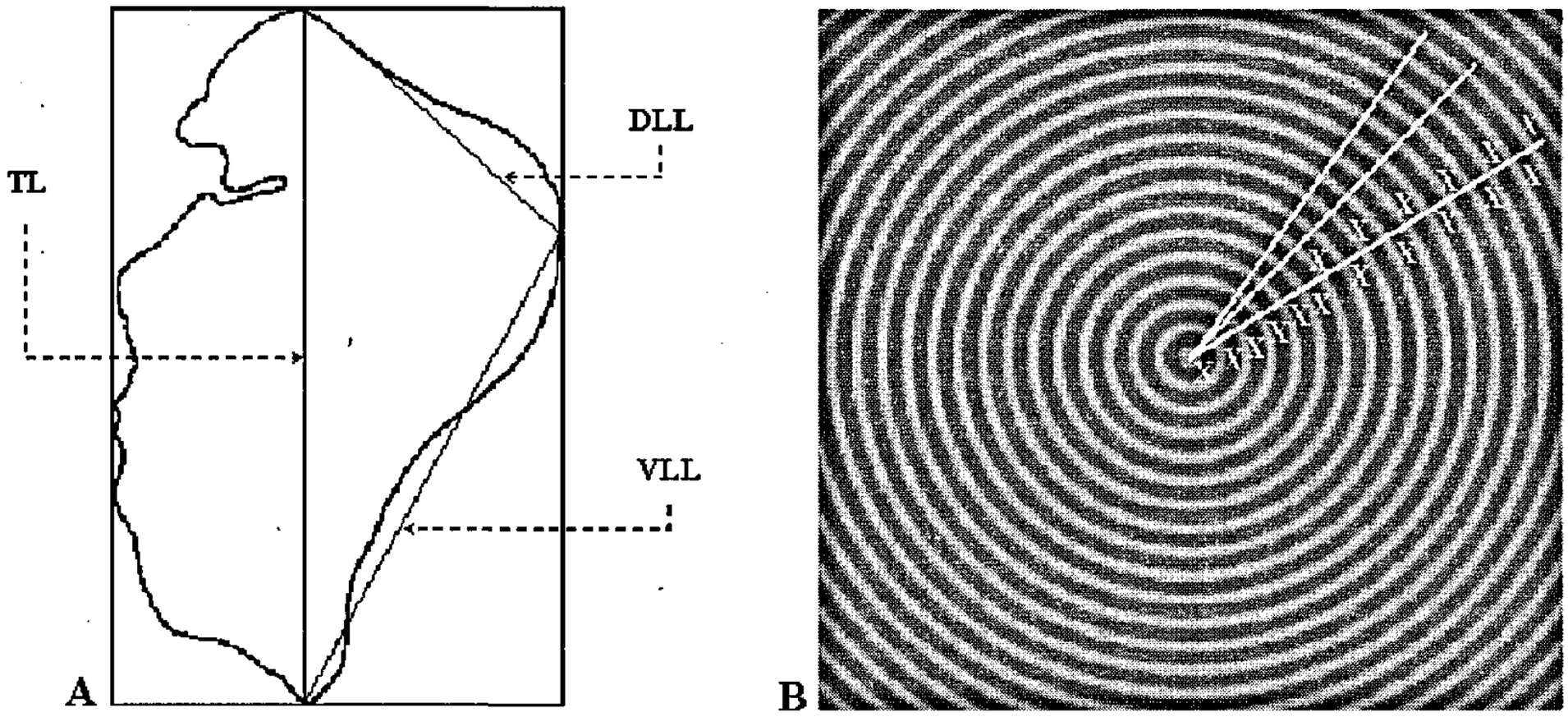


Fig. 1 - A: IASAS- Morphometry basic utility. B: IASAS - Increments Reading basic utility. A: Procedura di base di IASAS-Morphometry. B: Procedura di base di IASAS-Increments Reading.

data base One of the most significant utilities implemented is the possibility to automatically count increments along three lines, having the same origin and ending on the same "ring" (Fig. 1B). Since the image of the whole statolith is rarely acquired at once, the procedure has to be repeated on subsequent areas till the reading is completed. Statoliths of *Loligo forbesi, Loligo vulgaris* and *Illex coindetii* were analysed.

Results

IASAS-Morphometry gave excellent results (Jereb *et al.*, 1996). The precision and accuracy of the measurements are unmistakable, and the convenience in terms of time and energy requirement is striking.

An example of IASAS-Increments Reading results (as shown on the monitor) obtained by analysing sections of a perfect image (1) and of *Loligo forbesi* (2) and *Illex coindetii* (3) statoliths is reported in Figure 2.

The comparison between IAS and conventional reading results on *Illex coindetii* statoliths (Arkhipkin *et al.*, in press) indicated that the program does work extremely well and the time saving was highly convenient. The problems encountered with both *Loligo* species statolith were related to the poor quality of the source image: growth increments are barely visible on ground statoliths,

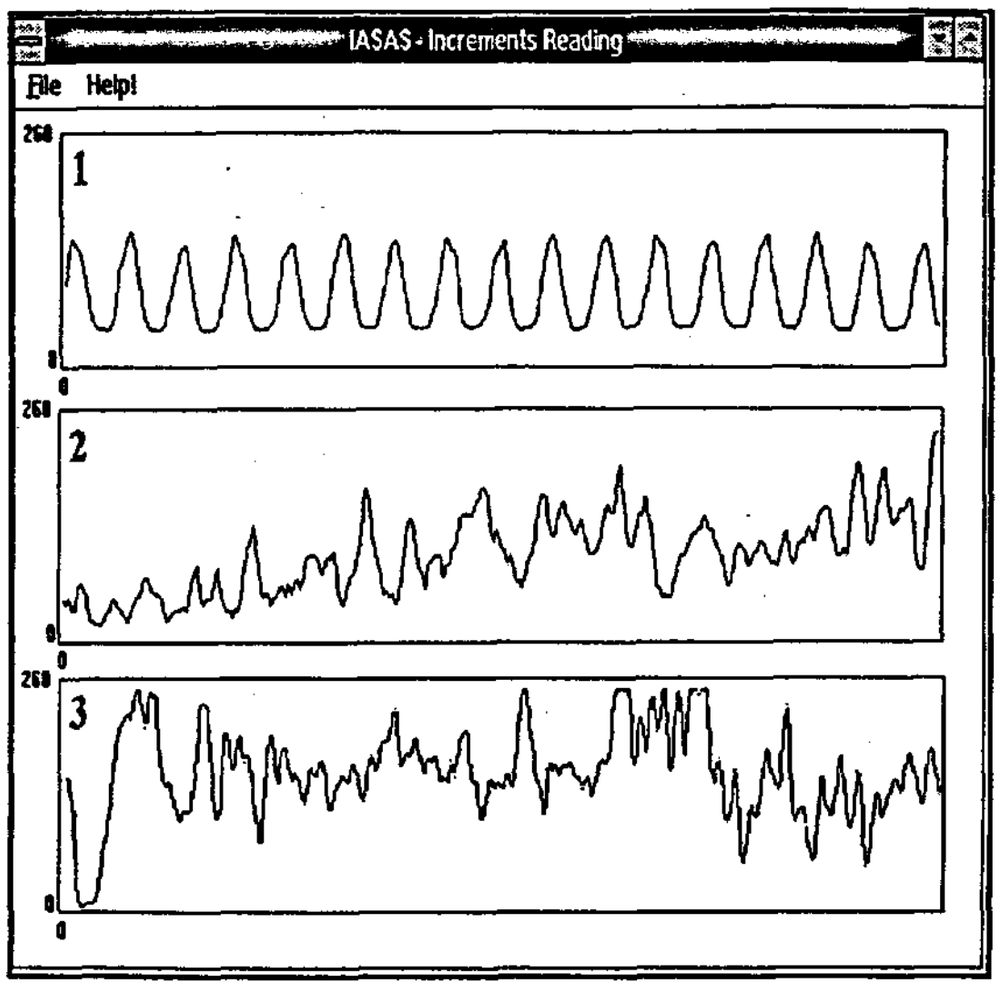


Fig. 2 - Example of IASAS-Increments Reading results as visualised on the monitor.

Esempio di risultati di IASAS-Increments Reading visualizzati sullo schermo.

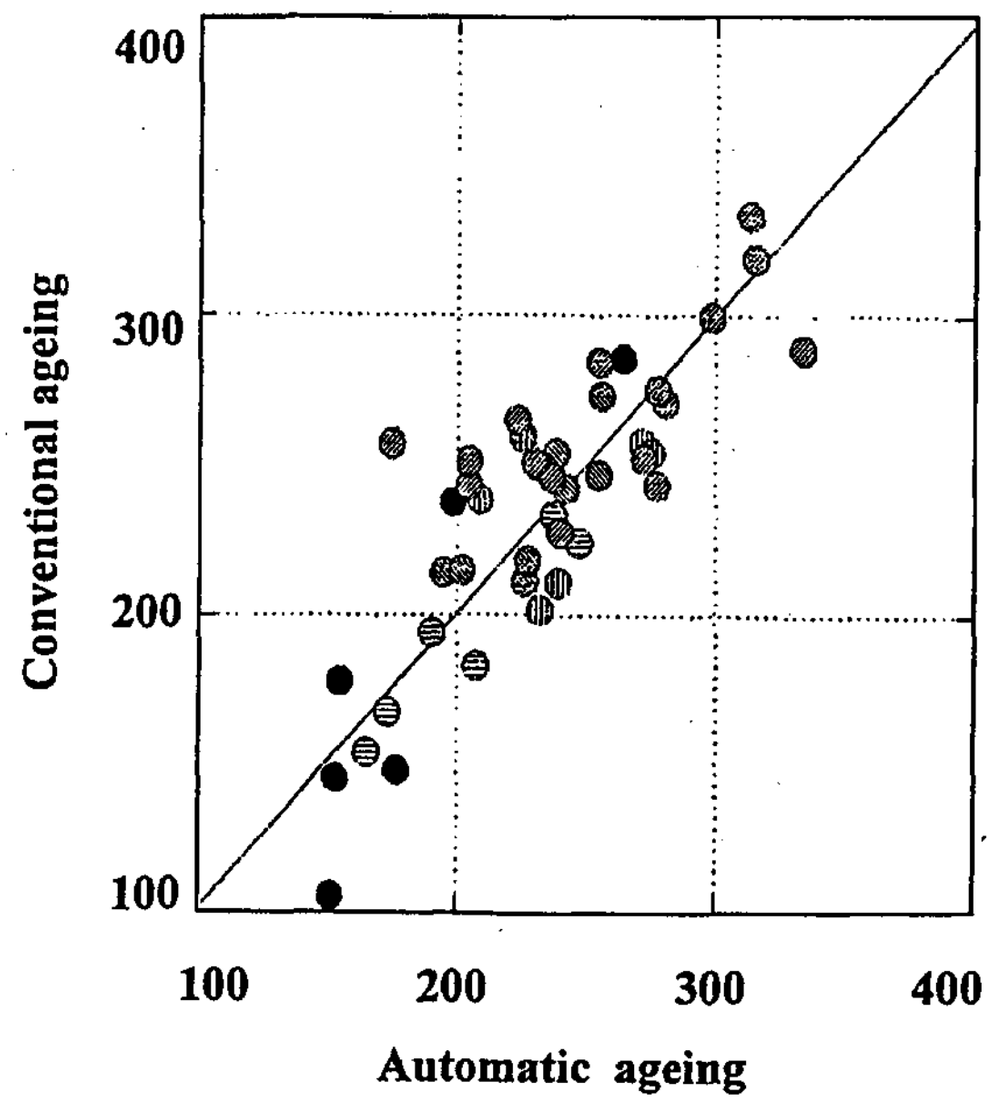


Fig. 3 - *Loligo vulgaris* males. Increments reading (ageing;days) comparison between conventional and automatic (IASAS) results. Different colour patterns represent different maturity stages.

Maschi di *Loligo vulgaris*. Confronto del numero di incrementi (età; giorni) ottenuti mediante lettura convenzionale ed automatica (IASAS). Differenti tratteggi indicano differenti stadi di maturità.

which are definitely and consistently lower in quality than those of other *Loligo* species (Arkhipkin, pers. comm.). As a result, estimates were lower than those obtained by conventional reading (Fig. 3), though highly consistent.

Discussion

Among the main advantages of the use of IAS there are the shortening of the processing time, the reduction of data entry and transcription associated errors, the establishment of repeatable criteria and the great flexibility and usefulness

for morphometric studies. Among disadvantages there are the almost general need of technical help and experience in terms of programmers due to the limitations of the available software, the need of clearly defined growth increments to analyse and the inadequacy of the available systems for a complete automatic increments counting.

The existence of considerable variation in statolith readability among different species and within the same species was already stressed (Jackson, 1994). The problem of statoliths "poor readability" therefore will remain as one of the limitation of the use of an IAS. In these true difficult cases in fact the necessity to repeatedly change focus or to "extrapolate" are difficult to overcome for the system.

However, several different techniques for statolith preparation for light microscopy do exist (Dawe and Natsukari, 1991), and recently other reading sections and sections planes were suggested to improve statolith readability (Lipinski and Durholtz, 1994). Thus results improvement using different preparation techniques focused to IAS analysis is quite a possibility to test in the very next future.

Bibliography

ARKHIPKIN A., JEREB P., RAGONESE S. (in press) - Ageing Illex coindetii of the Strait of Sicily by statolith increments analysis. *South African Journal of Marine Science.*

BONANNO A., JEREB P., RAGONESE S., MORARA U. (1996) - I.A.S.A.S. Image Analysis System Applied to Statolith. *N.T.R.-I.T.P.P.*, **52**: 35 pp., 3 App.

CAMPANA S.E. (1987) - Image Analysis for Microscope-Based Observations: an Inexpensive Configuration. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, **1569**: iv+20 pp.

CAMPANA S.E. (1992) - Measurement and Interpretation of the Microstructure of Fish Otoliths. In: Stevenson, D. K. and Campana, S. E. (Eds.), *Otolith Microstructure Examination and Analysis.* Can. Spec. Pub. of Fish. Aquat. Sci., **117**: 59-71.

DAWE E.D., NATSUKARI Y. (1991) - Light Microscopy. In: P. Jereb, S. Ragonese and S.v. Boletzky (Eds.) *Squid Age Determination Using Statoliths.* N.T.R.-I.T.P.P. Special Publication, **1**: 83-95.

JACKSON G.D. (1994) - Application and Future Potential of Statolith Increment Analysis in Squid and Sepioids. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **51**: 2612-25.

JEARLD A.Jr. (1995) - Clinic Overview. Image-Analysis System. In: Secor, D. H., Dean, J. M. and Campana S. E. (Eds.), *Recent Developments in Fish Otolith Research*, UNIV. SOUTH CAROLINA PRESS: 721-22.

JEREB P., RAGONESE S., BOLETZKY S.V. (eds) (1991) - Squid Age Determination Using Statoliths. *N.T.R.-I.T.P.P. Special Publication,* **1**: 128 pp.

JEREB P., RAGONESE S., ARKHIPKIN A., BONANNO A., GIOIELLO M., MORARA U., BASCONE M. (1996) - Sicilian Channel Squid Stocks: *Loligo Forbesi* Steenstrup, 1856. Research Project MED 93/010 - *EU DGXIV. Final Report*: 223 pp., 6 App.

LIPINSKI M.R., DURHOLTZ D.M. (1994) - "Problems Associated With Ageing Squid From Their Statoliths: Towards a More Structured Approach." *Anctartic Science*, **6** (2): 215-22.

OPTIMAS (1992) - *Optimas Corporation,* Edmonds, WA, USA.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 818-821

A. Modica, G. La Bella*

CEOM - Centro Oceanologico Mediterraneo, Viale della Libertà, 37 - 90139 Palermo, Italia.
*AGIP S.p.A. - Unità OPEG - S. Donato Milanese (MI), Italia.

CARATTERIZZAZIONE DEI RUMORI EMESSI DURANTE LE ATTIVITÀ OFFSHORE DI RICERCA E PRODUZIONE DI IDROCARBURI IN ADRIATICO

NOISE EMISSIONS CHARACTERISATION DURING OFFSHORE EXPLORATION AND PRODUCTION ACTIVITIES IN THE ADRIATIC SEA

Abstract

This study summarize the results, coming from both field and bibliographic investigation, of a wide research project carried out from 1994 to 1996, whose aim was the assessment of the potential effects of noises radiated from activities performed by AGIP during the offshore hydrocarbons exploitation. Results show an absence of acute effects on marine organisms located nearby the activities, although potential interferences due to drilling operations and air-gun prospecting activities can determine a temporary disturbance on organisms living within the operation area.

Key-words: Hydrocarbons Exploration & Production activities, noise.

Introduzione

Al fine di caratterizzare tutti i potenziali impatti determinati dalle fasi di ricerca e sviluppo dei campi petroliferi nelle acque italiane, l'AGIP ha promosso dal 1986, coinvolgendo numerosi qualificati Istituti di Ricerca, alcuni progetti di ricerca che hanno consentito l'identificazione delle relazioni causa-effetto esistenti tra le attività in grado di generare perturbazioni sull'ambiente e i potenziali recettori di tali impatti. Il presente lavoro sintetizza i risultati ottenuti dalle attività di caratterizzazione degli spettri di rumore emessi durante le due fasi più critiche di disturbo sonoro - la perforazione dei pozzi e la prospezione geofisica con *air-gun*. Le considerazioni sugli impatti determinabili su varie specie di organismi marini sono state condotte sia effettuando un'analisi della letteratura disponibile che mediante l'esecuzione di test in campo.

Materiali e metodi

Per la valutazione degli effetti dei rumori emessi dalle attività offshore AGIP, sono stati presi in considerazione due differenti scenari operativi, costituiti da una campagna di prospezione sismica mediante *air-gun* condotta da una nave sismica in normale assetto operativo e da una campagna condotta nei pressi di una piattaforma in fase di perforazione. Per quanto concerne la fase di perforazione, dal 3 al 16 Maggio 1994 sono state effettuate le misure dei rumori ambientali e di quelli radiati dalla piattaforma Cervia C (localizzata in Medio Adriatico), mentre i rilievi dei rumori emessi durante l'esecuzione di attività di prospezione condotte dalla N/R "OGS Explora" sono stati effettuati al largo di Ancona, su fondali a –15 e –70 m di profondità nel periodo 21-24 Agosto 1995. I rilievi acustici dei rumori durante le attività offshore sono stati effettuati con

un sistema di sensori costituito da tre idrofoni omnidirezionali e da una stazione geofonica posata sul fondo. I rilievi in mare sono stati effettuati registrando ed analizzando i segnali acquisiti dai sensori idrofonici nella banda 5÷2.000 Hz e geofonici nella banda 5÷100 Hz. I segnali sono stati analizzati tramite un analizzatore di spettro effettuando anche l'analisi in 1/3 di ottava. Gli spettri elaborati sono stati confrontati tra loro e con il rumore ambiente per individuare le frequenze e/o la banda di frequenze utili per l'analisi del decadimento con la distanza del rumore irradiato.

Discussione e conclusioni

La figura seguente riassume i valori dei rumori rilevati durante le attività di prospezione mediante *air-gun* condotte sul fondale a –15 m e a –70 m, i rumori radiati dalla piattaforma "Cervia C" in fase di perforazione e riporta a titolo comparativo le soglie di udibilità di alcuni organismi marini.

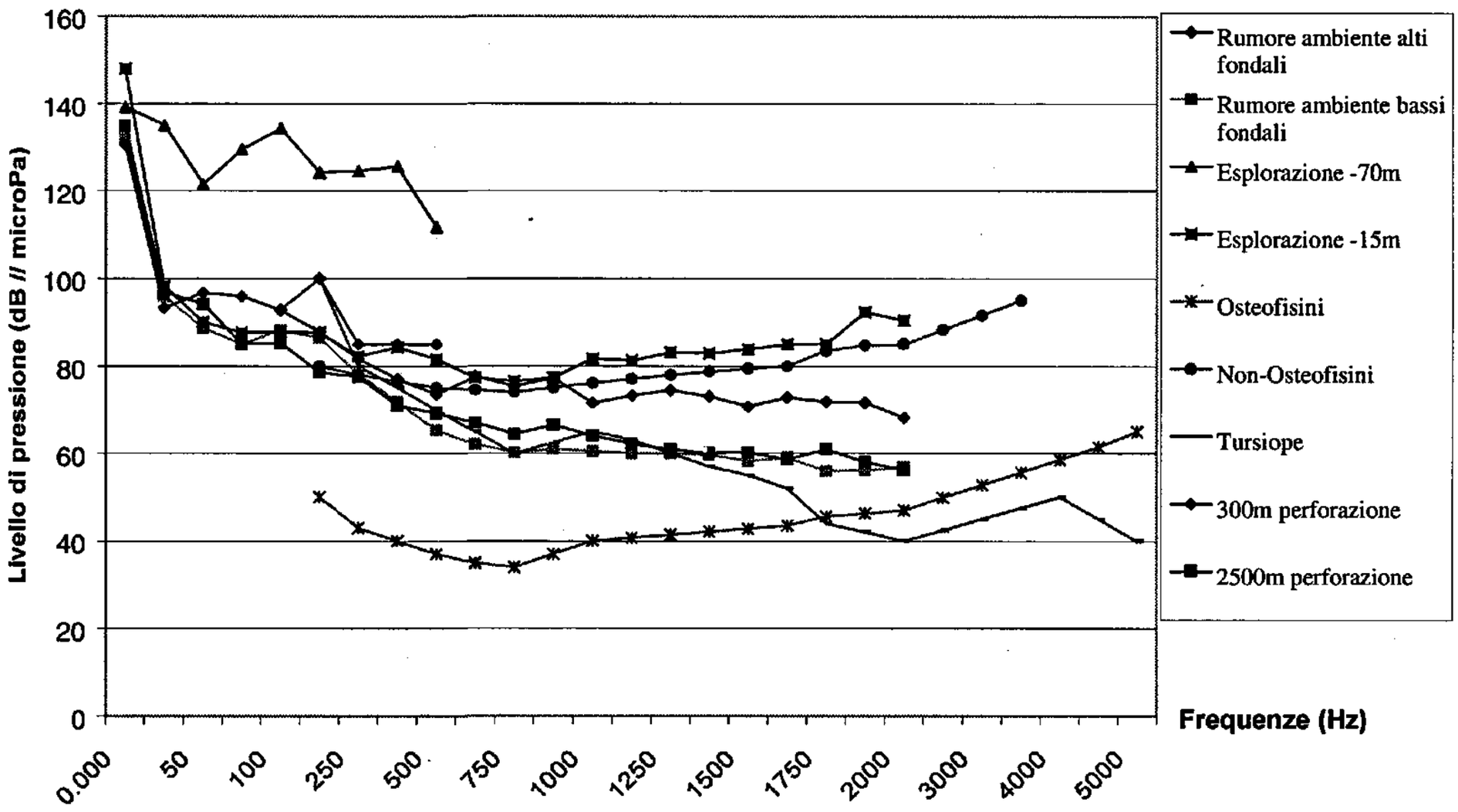


Fig. 1 - Confronto tra i valori dei rumori radiati dalla piattaforma Cervia C e dalla N/R OGS Explora e le soglie di udibilità di alcuni organismi marini.
Comparison among noises radiated from Cervia C platform and R/V OGS Explora and udibility thresholds of some marine organisms.

Rilievi in fase di esplorazione

Dall'analisi dei dati risulta che l'andamento temporale dei segnali acquisiti su fondale a -15 m é completamente differente da quello dei segnali acquisiti su fondale di -70 m, mostrando a -15 m uno spettro caratterizzato da componenti significative a frequenze più alte rispetto ai segnali acquisiti a -70 m e a ciò corrisponde un impulso di durata relativamente breve nel dominio del tempo. A basse profondità, inoltre, il suono subisce una serie di riflessioni da parte della superficie e del fondo, che sfasano l'impulso anche di 180°. Ciò è comprensibile considerando che il tipo di propagazione che si instaura è caratterizzata da un

multipath dalla struttura complicata che dà origine a vari modi di propagazione. Confrontando i livelli spettrali è infatti evidente che a -15 m il rapporto segnale/rumore diventa significativo per frequenze superiori ai 100 Hz circa, mentre a –70 m il rapporto segnale/rumore é elevato già per frequenze superiori ai 10-20 Hz con differenze di intensità con il rumore ambiente valutabili attorno ai 20-30 dB//μPa (CEOM, 1995).

Rilievi in fase di perforazione

I dati raccolti durante le campagne sperimentali in mare (confronto tra il valore medio del rumore ambiente ed il rumore irradiato dalla piattaforma Cervia C al variare della distanza dalla sorgente), mostrano livelli di rumore misurati nei pressi della piattaforma a frequenze tra 500 e 2.000 Hz, con valori superiori rispetto al rumore ambiente di circa 10 dB//μPa e picchi di circa 20 dB//μPa a 1.650 Hz. I livelli sonori dovuti alla perforazione si attenuano allontanandosi dalla piattaforma, fino a sovrapporsi al rumore ambiente oltre i 2.000 m dalla sorgente. Sono inoltre presenti due righe prevalenti a 1.540 Hz e 1.660 Hz (CEOM, 1994).

I dati geofonici evidenziano la propagazione prevalentemente sismica delle vibrazioni della struttura a bassissima frequenza.

Considerazioni sui potenziali effetti su organismi marini

I possibili disturbi dovuti alla coltivazione petrolifera offshore sugli organismi marini sono molteplici e variano a seconda del livello evolutivo dell'organismo e del tipo di fenomeno acustico cui è sottoposto. Fermo restando che in nessun caso si sono verificati fenomeni di mortalità su organismi marini adulti, i disturbi più facilmente prevedibili sono quelli relativi alla comunicazione intraspecifica (suoni con funzione di richiamo o di allarme) (Tavolga, 1980; Guidarelli e Antonini, 1971).

Dall'analisi dei risultati raccolti durante la prospezione geofisica e la perforazione, si può evidenziare che le tipologie di disturbo sono sostanzialmente diverse, sia tra le due fasi operative che tra le due batimetrie considerate nella prospezione geofisica.

In particolare, per quanto concerne l'esplorazione, caratterizzata dalla produzione di rumori di tipo impulsivo a bassa frequenza (0÷150 Hz), questi sono normalmente registrabili a vari km di distanza in acque relativamente basse, mentre in acque profonde possono coprire distanze ancora più elevate e, sebbene abbiano un rapido decadimento con la distanza, data la grande sensibilità di molti organismi marini, è probabile che siano percepite pur non provocando effetti distruttivi (Rolph *et al.*, 1990).

Considerando che molti organismi sono in grado di recepire (e quindi di trasmettere) segnali acustici alle basse frequenze (0÷200 Hz; Fay, 1988), è stato osservato che, durante le attività di prospezione in acque profonde e la perforazione, si verificano fenomeni di interferenza con i *pattern* acustici utilizzati dalle risorse bentoniche, demersali e pelagiche che risiedono o transitano nell'area circostante la zona di indagine, sebbene i risultati di ricerche recentemente condotte dal CEOM con l'IRPEM di Ancona, l'Istituto di Istologia dell'Università di Palermo e l'OGS di Trieste, abbiano evidenziato che le modificazioni indotte possano in generale considerarsi temporanee (La Bella *et al.*, 1996).

Bibliografia

CEOM (1994) - Rapporto finale: *Rilievi delle emissioni acustiche di due piattaforme offshore* Preparato da USEA: 183 pp.

CEOM (1995) - Relazione finale: *Rilievi di emissioni acustiche di un air-gun.* Preparato da WASS: 25 pp. + 99 Tavv.

FAY R.R. (1988) - *Hearing in Vertebrates: A psychophysics databook.* Hyll-Fay Eds. Illinois: 621 pp.

GUIDARELLI G., ANTONINI A. (1971) - *Suoni e rumori subacquei di origine biologica.* IDAC-Rapporto Tecnico n. 23. CNR Roma: 5-44.

LA BELLA G., CANNATA S., FROGLIA C., MODICA A., RATTI S, RIVAS G. (1996) - First assessment of effects of air-gun seismic shooting on marine resources in Middle Adriatic sea. *Proceed. III Int. Conf. on Health, Safety & Environ. in Oil and Gas E&P.*, **1**: 227-237.

ROLPH A.D., RICHARDSON W.J., THIELE L., DIETZ R., JOHANSEN P. (1990) - *State of the Arctic environment.* Rep. on Underw. Noise. Finnish Initiat. on Protection of the Arctic Environ: 115 pp.

TAVOLGA W.N. (1980) - Hearing and sound production in fishes in relation to fisheries management. *ICLARM Conf. Proceed.*: 102-123.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 822-825

P. PAPARELLA, R. VACCARELLA

Laboratorio di Biologia Marina di Bari, Molo Pizzoli (Porto) - 70123 Bari, Italia.

INDAGINE BATTERIOLOGICA SU ESEMPLARI DI *PARACENTROTUS LIVIDUS* (LAM.), RACCOLTI LUNGO IL LITORALE BARESE (MARE ADRIATICO)

BACTERIOLOGICAL INVESTIGATION ON *PARACENTROTUS LIVIDUS* (LAM.) COLLECTED ALONG THE COAST OF BARI (ADRIATIC SEA)

Abstract

Edible sea urchins (Paracentrotus lividus) *were investigated to evaluate their degree of bacteriological contamination. This research was based on determination of fecal coliforms, including* Escherichia coli, *fecal streptococci and salmonellae, in three parts of the urchin namely gonads, coelomic fluid and intestine.*

Key-words: *Paracentrotus lividus* (Lam.), bacteriological investigation, gonads, coelomic fluid, intestine.

Introduzione

Il Laboratorio dal 1994 svolge indagini riguardanti la distribuzione e la pesca degli Echinoidi in Puglia (Marano *et al.*, 1994), in ragione del massiccio consumo alimentare, per altro non regolamentato da norme sanitarie. Benchè la legge n° 192 del 2/5/1977 si riferisse esclusivamente a molluschi eduli lamellibranchi, De Martino *et al.* (1982) e Casavola *et al.* (1982) avevano effettuato analisi batteriologiche su altri invertebrati e piccoli pesci consumati crudi in Terra di Bari. Attualmente il decreto legislativo n° 530 del 30/12/1992, dopo un periodo di transizione necessario per l'adeguamento della struttura, si estende anche agli echinodermi, ai tunicati ed ai gasteropodi marini.

Abbiamo quindi allargato il campo di indagine sugli Echinodermi conducendo una serie di analisi batteriologiche su esemplari di *Paracentrotus lividus* (Lam.) provenienti sia dalle zone di pesca che dai mercati, allo scopo di rilevare quale rapporto possa esserci fra igiene del luogo e commestibilità.

Si è altresì avviata un'indagine per evidenziare i tempi di autodepurazione per questi invertebrati, qualora venissero contaminati da enterobatteri.

Materiali e metodi

Nel febbraio e marzo '94 sono stati raccolti esemplari di *P. lividus* sia in ambienti naturali, nelle vicinanze di scarichi fognari e in acque pulite, sia dai mercati ittici. I prelievi sono stati ripetuti al termine della stagione estiva, nel settembre 1994. I ricci sono stati suddivisi in tre frazioni: gonade (parte edule), intestino e liquido celomatico. Sulle tre porzioni sono stati determinati i coliformi fecali e totali, gli streptococchi fecali e le salmonelle. I coliformi fecali ed *Escherichia coli* sono stati determinati secondo quanto riportato dal D.L. n°530 del 30/12/1992; gli streptococchi col metodo dei tubi multipli (MPN, most probable number) utilizzando Brodo azide ed Ethil violet; le salmonelle sono state deter-

minate col metodo previsto dal D.M. 27/4/1978. Trattamento analogo hanno subito altri esemplari di ricci (circa un centinaio) oggetto di prove sperimentali di contaminazione condotte in vasca, della capacità di 100 litri, munita di aereazione continua contenente acqua di mare contaminata (coliformi fecali=circa 20.000/100 ml).

I subcampioni oggetto di prove di contaminazione venivano sacrificati in numero tale da raggiungere i quantitativi citati nella legge. Un subcampione di esemplari di *P. lividus* è stato analizzato preventivamente come "bianco". L'esperimento di contaminazione è durato 48 ore la prima volta ed ulteriori 48 ore la seconda volta, per poter verificare se, con l'aumentare dei tempi di contaminazione, le gonadi possano contaminarsi.

Risultati

I risultati ottenuti nelle tre porzioni esaminate sono riportati in tab. 1.

Liquido celomatico: non ha mai presentato contaminazione fecale; tale dato risulterebbe comprovato dall'attività battericida riscontrata da alcuni autori, localizzata nella componente cellulare del fluido, particolarmente nelle cellule rosse rotondeggianti (Messer e Wardlaw, 1980; Service e Wordlaw, 1985) e dalla relativa sterilità del fluido celomatico, ove Unkles (1977) osserva approssimativamente $1{,}6 \times 10^3$ batteri /ml.

Gonadi: non è stata mai rilevata presenza di contaminazione dovuta a coliformi fecali, anche nel caso di animali presi da acque piuttosto inquinate; in alcuni casi però è stata riscontrata una leggera contaminazione dovuta a streptococchi fecali.

Intestini: nella maggior parte dei casi, non abbiamo rilevato una rilevante contaminazione dovuta ai coliformi fecali, ma bensì agli streptococchi.

Non è stata mai rilevata la presenza di salmonelle negli organismi esaminati.

Verificata l'assenza di inquinamento enterobatterico negli esemplari di controllo, le prove di contaminazione sull'intero corpo del riccio di mare hanno mostrato un inquinamento dopo una permanenza di 2 giorni in vasca; le gonadi invece non hanno presentato contaminazione. Il campione è stato mantenuto in questo ambiente per complessive 96 ore, non mostrando variazioni dei valori di contaminazione.

Infine, gli esemplari rimasti sono stati collocati in acque pulite, per verificare la capacità di autodepurazione. Le prove da noi effettuate dimostrano che ciò avviene dopo 4 giorni di permanenza in acque pulite, con sufficiente ricambio di acqua.

Discussione

Dall'indagine svolta, abbiamo rilevato che la parte edule del riccio di mare non risulta contaminata da enterobatteri fecali, anche nelle zone a più alto grado di inquinamento delle acque. D'altra parte, le prove di contaminazione a cui abbiamo sottoposto i campioni di ricci hanno evidenziato sia la possibilità di contaminazione organica in condizioni estreme di inquinamento delle acque, cioè in zone che dovrebbero essere già precluse alla pesca, sia la capacità di autodepurazione.

Nonostante ciò, le specie commestibili di "Echinodermi" vengono annoverate

Tab.1 - Analisi batteriologica effettuata sui ricci e sulle acque circostanti.
Bacteriological analysis on sea-urchin and surrounding sea-waters.

	Ricci			
	Colif.fecali	***E. coli***	**Strep.fecali**	**Salmonelle**
SETTEM.13/9/94	MPN/100gr	MPN/100gr	MPN/100gr	
(Fogna)				
liquido celom.	assenti	assenti	assenti	assenti
gonadi	assenti	assenti	assenti	assenti
intestino	assenti	assenti	assenti	assenti
Acqua(MPN/100ml)	**>1100**	**>1100**	**210**	assenti
	(Dopo 2 giorni di contaminazionecon una coltura di coliformi fecali)			
liquido celom.	93	43		
gonadi	70	40		
intestino	**230**	**230**		
NOVEM. 27/11/95	**BIANCO**			
(Fesca-costa)				
corpo intero	assenti	assenti	assenti	assenti
gonadi	assenti	assenti	assenti	assenti
NOVEM.29/11/95	**(Campione contaminato con una coltura di Coliformi fecali. Analisi dopo 48 ore di contaminazione)**			
corpo intero	**230**	assenti		
gonadi	assenti	assenti		
DICEM.1/12/95	**(Campione contaminato con una coltura di Coliformi fecali. Analisi dopo ulteriori 48 ore di contaminazione)**			
corpo intero	**230**	assenti		
gonadi	assenti	assenti		
DICEM.4/12/95	**(Subcampione del 1/12/95 dopo 48 ore di depurazione)**			
corpo intero	**230**	assenti		
gonadi	assenti	assenti		
DICEM.7/12/95	**(Subcampione del 1/12/95 dopo ulteriori 48 ore di depurazione)**			
corpo intero	assenti	assenti		
gonadi	assenti	assenti		

nel D.L. n° 530 del dicembre 1992 fra quei "frutti di mare" soggetti a controllo sanitario, per i quali non si prevede l'autodepurazione.

In definitiva, questa indagine preliminare ci fa ritenere, anche in accordo con altri autori (Chessa *et al.*, 1984; De Martino *et al.*, 1982; Casavola *et al.*, 1982), che si possa fare a meno di includere il riccio edule nella lista dei frutti di mare da assoggettare ai controlli sanitari.

Bibliografia

CASAVOLA N., DE MARTINO L., SARACINO C., MARANO G. (1982) - Commercializzazione dei "frutti di mare" in terra di Bari: aspetti sanitari. *Atti e Relazioni dell'Accademia Pugliese delle Scienze*, **40**. Parte II.

CHESSA L.A., D'AMADDIO P., GINANNESCHI R. (1984) - Indagine chimica, batteriologica ed ecologica sul riccio di mare commestibile della specie: *Paracentrotus lividus* (Lam.). *Nova Thalassia*, **6**, Suppl.: 411-417.

DE MARTINO L., MARANO G., CASAVOLA N., SARACINO C., LOSACCO F. (1982) - Caratteristiche batteriologiche dei prodotti della pesca in terra di Bari. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **50** (suppl.): 379.

MARANO G., VACCARELLA R., PASTORELLI A.M., ROSITANI L. (1994) - Raccolta e consumo degli echinodermi in Puglia. *Biol. Mar. Medit.*, **1** (2): 1-2.

MESSER L.I., WARDLAW A.C. (1980) - Separation of the coelomocytes of *Echinus esculentus* by density gradient centrifugation. In: Jangoux M. (ed.), *Echinoderms:Present and Past.* Proceedings of the European Colloquium on Echinoderms, Balkema, Brussels: 319-323.

SERVICE M., WARDLAW A.C. (1985) - Bactericidal activity of coelomic fluid of the sea urchin, *Echinus esculentus*, on different marine bacteria. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **65**: 133-139.

UNKLES S.E. (1977) - Bacterial flora of the sea urchin *Echinus esculentus*. *Applied and Envir. Microbiol.*, **34**: 347-350.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 826-828

T. PEZZINO, G. SUNSERI, L. CASTRIOTA, P. VIVONA

Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare, STS Palermo, Via E. Amari, 124 - 90139 Palermo, Italia.

OSSERVAZIONI PRELIMINARI SULL'ISOLAMENTO E L'IDENTIFICAZIONE DI STIPITI BATTERICI PROVENIENTI DA CAMPIONI DI SEDIMENTI MARINI SOGGETTI ALL'ATTIVITÀ DI UN DISSALATORE (ISOLA DI USTICA, TIRRENO MERIDIONALE)

PRELIMINARY DATA ON THE ISOLATION AND IDENTIFICATION OF BACTERIAL STRAINS FROM MARINE SEDIMENTS NEAR A BRINE DISCHARGE (USTICA ISLAND, SOUTH TYRRHENIAN SEA)

Abstract

Benthic bacterial communities near a brine discharge from a desalination plant in the Ustica Island were investigated at three stations by current culture methods. Two strains were identified at the discharge site: Vibrio vulnificus *and* Pasteurella haemolytica.

Key-words: bacterial communities, *Vibrio vulnificus*, *Pasteurella haemolytica*, marine sediment, Ustica Island.

Introduzione

L'area marina dell'Isola di Ustica compresa tra Punta Gavazzi e Punta dell'Arpa è interessata da immissioni di salamoia, provenienti da un impianto di desalinizzazione, che provocano variazioni di salinità e temperatura. Per ciò che riguarda l'aspetto microbiologico, le popolazioni batteriche che colonizzano i sedimenti marini, vengono opportunamente selezionate dalle condizioni ambientali (Novitsky, 1990). Questo comporta che eventuali variazioni delle stesse influiscono direttamente sulle popolazioni batteriche presenti apportando delle variazioni qualitative e/o quantitative. Inoltre gli organismi presenti nei sedimenti, contrariamente a quelli della colonna d'acqua, soggetti all'idrodinamismo, risentono degli sbalzi repentini delle caratteristiche ambientali ed evidenziano più puntualmente l'impatto che ne consegue. Per questo motivo ci si è proposti di monitorare batteriologicamente la zona suddetta, prima e dopo l'attivazione del dissalatore, ricercando i microrganismi Gram-negativi anaerobi facoltativi sia perché sono la quota prevalentemente presente nei sedimenti superficiali (Prabhu *et al.*, 1990), sia perché rappresentano i microrganismi più versatili e quindi un più efficace indice di eventuale adattamento ambientale.

Materiali e metodi

I prelievi di sedimento marino sono stati eseguiti immediatamente prima che il dissalatore entrasse in attività (prelievo 1) e a circa tre mesi dalla sua attivazione (prelievo 2), alla batimetrica di -50 m circa, in tre stazioni, usando una benna van Veen 0,1 m^2 (Prabhu *et al.*, 1990), direzionata da un operatore subacqueo, e bottigliette in vetro pyrex sterili da 100 ml con tappo a vite ed a bocca

larga. Le tre stazioni sono state scelte come segue: A) zona prospiciente lo scarico; B) zona distante 20 m ad est da A sotto l'influsso dello scarico a causa dell'idrodinamismo; C) zona distante 100 m ad ovest da A, considerata bianco di riferimento.

Per ogni stazione è stato prelevato un campione su cui si sono effettuate due serie di diluizioni, in triplo, usando acqua di mare sterilizzata con filtro Millipore da 0,45 µm (Meyer-Reil, 1990; Tamplin *et al.*, 1991). Entrambe le serie di diluizioni sono state trattate con il tensioattivo Tween 80 per separare i batteri dai granuli sedimentari (Danovaro *et al.*, in press). La prima serie di diluizioni è stata usata per l'isolamento selettivo di vibrioni su piastre di TCBS (Sakata e Nishimura, 1989; Tamplin *et al.*, 1991); la seconda serie di diluizioni è stata usata per l'isolamento dei batteri Gram-negativi in terreno liquido (Brilliant Green Bile Broth, 2%) e la conta totale dei batteri presenti (Brown e Wardell, 1983). Inoltre è stata eseguita una semina diretta delle diluizioni su terreno solido. I terreni sono stati incubati a 20 °C in aerobiosi per sette giorni e dopo lo sviluppo le colonie batteriche sono state sottoposte alla colorazione di Gram, osservazione microscopica ed infine identificazione biochimica tramite i kit API 20NE e API 20E (bioMerieux).

Risultati

I risultati hanno mostrato che la semina diretta delle diluizioni su terreno in piastra, senza precedente filtrazione su dischetto Millipore da 0,45 µm, è inadeguata poiché non ha consentito lo sviluppo batterico. Nel prelievo 1) sono stati identificati *Vibrio vulnificus* e *Pseudomonas* spp. nelle tre stazioni; la stima numerica è stata di 900 MPN/ml nella stazione A e 500 MPN/ml sia in B che in C. Nel prelievo 2) *Pasteurella haemolytica* è stata isolata nelle stazioni A e B, mentre *V. vulnificus* anche nella stazione C; la stima numerica è stata di 250 MPN/ml in tutte le stazioni.

Conclusioni

I risultati di questa indagine possono costituire la base per lo studio delle variazioni quali-quantitative delle popolazioni batteriche che colonizzano l'area circostante lo scarico di salamoia. Il ripetuto rilevamento di *V. vulnificus* e il nuovo insediamento di *P. haemolytica*, per la loro adattabilità in ambienti ad elevata salinità, rappresentano validi parametri di riferimento ed è quindi utile continuare il monitoraggio di queste e di altre eventuali specie che potrebbero insediarsi nel periodo di attività del dissalatore.

Bibliografia

BROWN C.M., WARDELL J.N. (1983) - Bacterial processes in marine sediments. In MacDonald A.G., Priede I.G. (eds), *Experimental Biology at the Sea*: 347-363.

DANOVARO R., FABIANO M., FEMINO' A., MAUGERI T. (in press) - Comparison between different methods for bacterial counting in marine sediments.

MEYER-REIL L-A. (1990) - Microrganisms in marine sediments. considerations concerning activity measurements. Proceedings of the fourth international workshop on the measurement of microbial activities in the carbon cycle in aquatic ecosystems. *Ergeb. Limnol.*, **34**: 1-6.

NOVITSKY J.A. (1990) - Evidence for sedimenting particles as the origin of the microbial community in a coastal marine sediment *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **60**: 161-167.

PRABHU S.K., SUBRAMANIAN B., MAHADEVAN A. (1990) - Occurence and distribution of heterotrophic bacteria off Madras coast. *Mahasagar,* **23** (1): 43-47.

SAKATA T., NISHIMURA M. (1989) - A selective medium for the isolation of *Vibrio damsela* from marine sediments. *Mem. Fac. Fish. Kagoshira Univ.,* **38** (1): 83-89.

TAMPLIN M.L., MARTIN A.L., RUPLE A.D., COOK D.W., KASPAR C.W. (1991) - Enzyme Immunoassay for identification of *Vibrio vulnificus* in seawater sediment and oysters. *Appl. Environ. Microbiol.*, **57** (4): 1235-1240.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 829-833

G. Piscitelli, A. Matarrese, N. Soriano, G. Barone

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

OSSERVAZIONI SULLA BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DI *NOTACANTHUS BONAPARTEI* RISSO, 1840 (TELEOSTEI, HETEROMI) NEL MESOBATIALE DEL MAR JONIO

OBSERVATIONS ON REPRODUCTIVE BIOLOGY OF *NOTACANTHUS BONAPARTEI* RISSO, 1840 (TELEOSTEI, HETEROMI) IN THE MESOBATHYAL IONIAN SEA

Abstract

Aspects of reproductive biology of Notacanthus bonapartei *in the north-western Ionian Sea were investigated. Morphological changes in the female gonads from November 1993 to October 1994 were examined.*

The results of the histological analysis show that this species has a "group synchronous" ovary and, therefore, it can spawn more than once during a breeding season. Furthermore, the species shows a distinct seasonality in reproductivity and has two relatively short breeding seasons. Information on oocyte size, fecundity and reproductive activity are reported.

Key-words: Notacanthid fish, reproduction, Mediterranean Sea.

Introduzione

Gli scarsi riferimenti bibliografici che riguardano la specie *Notacanthus bonapartei* (Trotti, 1939; Lozano Cabo, 1952) ci hanno indotto ad indagare, puntando l'attenzione su alcuni aspetti di biologia riproduttiva.

Tra le specie del genere Notacanthus, essa è l'unica reperita in Mediterraneo, su fondi fangosi, a partire dal margine della piattaforma continentale fino oltre 1500 m di profondità.

A dispetto della relativa costanza che caratterizza, dal punto di vista chimico-fisico, il sistema profondo, sono sempre più rilevanti i casi che mostrano una attività ciclica nella riproduzione, come nella crescita e alimentazione, anche in tale ambiente.

Materiali e metodi

Durante campagne di pesca a strascico, a batimetriche comprese tra 350 e 750 m, sono stati campionati 444 esemplari di cui 313 sono stati raccolti mensilmente nel periodo novembre 1993 - ottobre 1994.

Sono stati rilevati parametri morfometrici e biologici quali: lunghezza totale (LT), lunghezza gnatoproctale (Lg), peso totale (PT), peso gonade (PG) e calcolati, per ogni campione mensile, rapporto gonadosomatico (RGS = PG/PT x 100) e sex-ratio (M/F).

E' stata effettuata una indagine istologica su 105 gonadi femminili. Sulla sezione di ciascun ovario e in almeno tre campi, è stato rilevato il numero di ovociti nei diversi stadi di maturazione e la misura dei loro diametri. E' stato inoltre tentato un approccio alla fecondità indagando su 19 gonadi di femmine mature.

Risultati e conclusioni

Il valore di sex-ratio riscontrato nella popolazione è risultato in favore dei maschi (1,9: 1). Essi presentano un range dimensionale più ridotto (LT: 103-258 mm), rispetto alle femmine (LT: 125-320 mm).

Gli ovari, pari, presentano una porzione cefalica più grande, che si allarga dall'interno verso l'esterno frequentemente a forma appuntita e una porzione caudale più piccola che via via si assottiglia. In via di maturazione, assumono sempre più aspetto lamellare, sembrano costituiti, cioè, da cordoni o lamelle trasverse in numero variabile.

Attraverso l'esame istologico, l'ovario ha, evidenziato, almeno due popolazioni di ovociti in differenti stadi di sviluppo potendo così rientrare nella definizione di "group synchronous ovary" che prevede una stagione riproduttiva relativamente breve (Nagahama, 1983).

In Tab. 1 sono riportate, le caratteristiche citologiche degli ovociti nei diversi stadi di maturazione raggruppati in tre stadi previtellogenetici (I, II e III) e due vitellogenetici (IV, V).

Tab. 1 - Caratteristiche citologiche degli stadi di maturazione di ovociti di *N. bonapartei*.
Cytological characteristics of the oocyte stages of *N. bonapartei*.

Stadi e caratteristiche citologiche degli ovociti	Range dei diametri cellulari (µm)	Media ± dev.st dei diametri cellulari
I Primario - Citoplasma omogeneo senza inclusioni. Nucleo voluminoso a contorni regolari con nucleolo prominente.	24 - 64	34 ± 9,61
II Perinucleolare - Nucleo di maggiori dimensioni con più nucleoli perinucleari. Granuli basofili perinucleari (corpi del Balbiani).	40 - 160	83 ± 20,46
III Vescicolare - Comparsa di vescicole nel citoplasma a partire dalla regione subcorticale (alveoli corticali) e di estroflessioni nucleari in cui si dispongono i nucleoli.	88 - 488	148 ± 59,96
IV Globulare primario - Citoplasma invaso da numerosi vacuoli a contenuto granulare e globuli di vitello nelle zone corticali. Nucleo ridotto notevolmente.	240 - 544	309 ± 69,31
V Globulare secondario - Citoplasma interamente occupato da globuli di vitello. Scomparsa del nucleo.	256 - 776	378 ± 120,14
VI Atresico - Separazione dell'ovocita dai suoi involucri, lisi nucleare e liquefazione dell'ooplasma. Lume follicolare invaso da cellule della granulosa che, in seguito, subiscono lisi.		

L'ultimo stadio di maturazione riscontrato, non ha mai evidenziato la fusione dei globuli di vitello che riempiono completamente il citoplasma e, nel periodo post-deposizione (febbraio, settembre-ottobre), l'atresia follicolare ha interessato i follicoli previtellogenetici così come i vitellogenetici.

La distribuzione mensile delle frequenze percentuali degli stadi di maturità degli ovociti (fig. 1), ha evidenziato due fasi riproduttive; la vitellogenesi inizia in novembre e prosegue fino a gennaio; riprende, quindi, in aprile e prosegue sicuramente fino a luglio. In giugno, comunque, le sezioni istologiche non mostrano ovociti in vitellogenesi lasciando supporre che non ci sia attività riproduttiva.

MESI	Stadi di maturità degli ovociti I	II	III	IV	V	VI
NOV. '93	27	49	18	3	3	
DIC.	32	16		4	48	
GEN.	23	35	16	14	12	
FEB.	11	13				76
MAR.	34	46	19			1
APR.	31	46	17	6		
MAG.	19	45	11	10	15	
GIU.	29	55	16			
LUG.	25	40	26	3	7	
AGO-SET.	25	63	11			1
OTT. '94	16	57	7			20

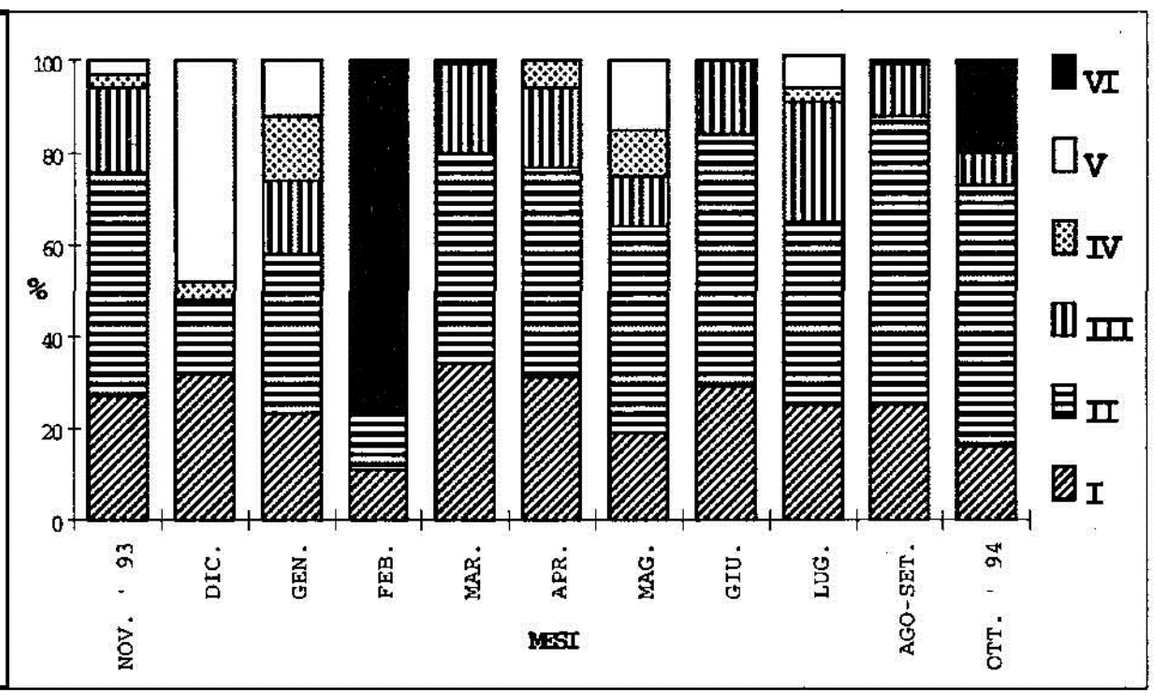


Fig.1 - Distribuzione mensile delle frequenze percentuali degli stadi di maturità degli ovociti nelle sezioni di ovario.
Monthly percentage distribution of oocyte stages in ovarian sections.

Lozano Cabo (1952), però, affrontando alcuni aspetti di biologia riproduttiva di questa specie nel Golfo di Genova, riporta un periodo riproduttivo esteso da giugno ad agosto.

Alla luce di queste osservazioni, seguendo l'andamento mensile del rapporto gonadosomatico (fig. 2), ci aspetteremmo dei valori più alti in corrispondenza di

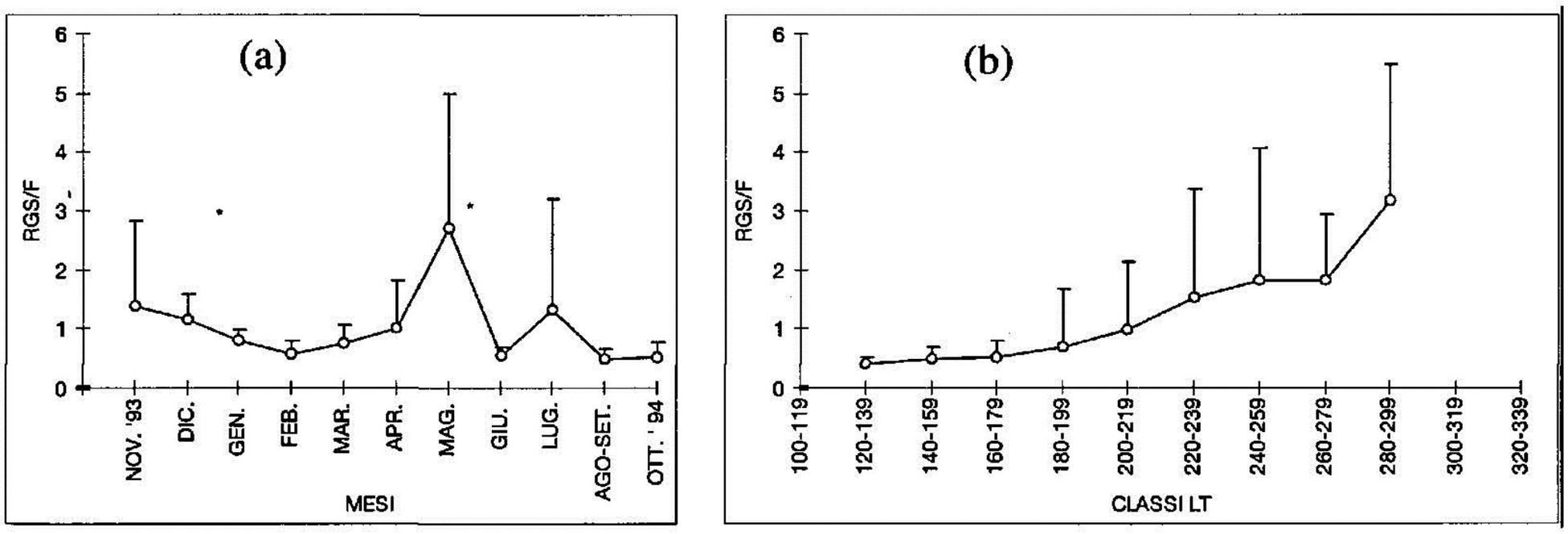


Fig. 2 - Evoluzione del rapporto gonadosomatico femminile in relazione al periodo nov.'93-ott.'94 (a) e alla taglia (b).
(*): scarso n° di individui campionati.
Trend of the female gonadosomatic ratio in relation to the period Nov.'93-Ott.'94 (a) and to the size-class (b). (*): a low number of specimens.

dicembre-gennaio e giugno-luglio ma, intanto va menzionato, secondo quanto riportato anche da alcuni autori (Rinchard e Keistemont, 1996), che mentre nei single spawners, la lunghezza del periodo riproduttivo è generalmente determinata dall'analisi delle curve di RGS, nei multiple spawners il rapporto gonadosomatico sembra essere un indicatore meno attendibile dello stato di maturità e solo l'analisi istologica provvede ad accertare la maturità dell'ovario e a distinguere tra uno stadio di deposizione intermedia ed uno di post-deposizione. Inoltre, una giustificazione all'incongruenza riscontrata viene dall'andamento mensile del rapporto sessi (fig. 3) che mostra una chiara variazione ciclica del numero delle femmine che si riduce proprio nei mesi in cui è prevista la depo-

CAMPIONI	n°	M	F	M/F
NOV.'93	30	16	14	1,1
DIC.	26	17	9	1,9
GEN.	15	12	3	4,0
FEB.	17	11	6	1,8
MAR.	30	21	9	2,3
APR.	38	28	10	2,8
MAG.	50	26	24	1,1
GIU.	31	28	3	9,3
LUG.	28	22	6	3,7
AGO-SET.	28	17	11	1,5
OTT.'94	20	10	10	1,0
TOTALE	313	208	105	1,9

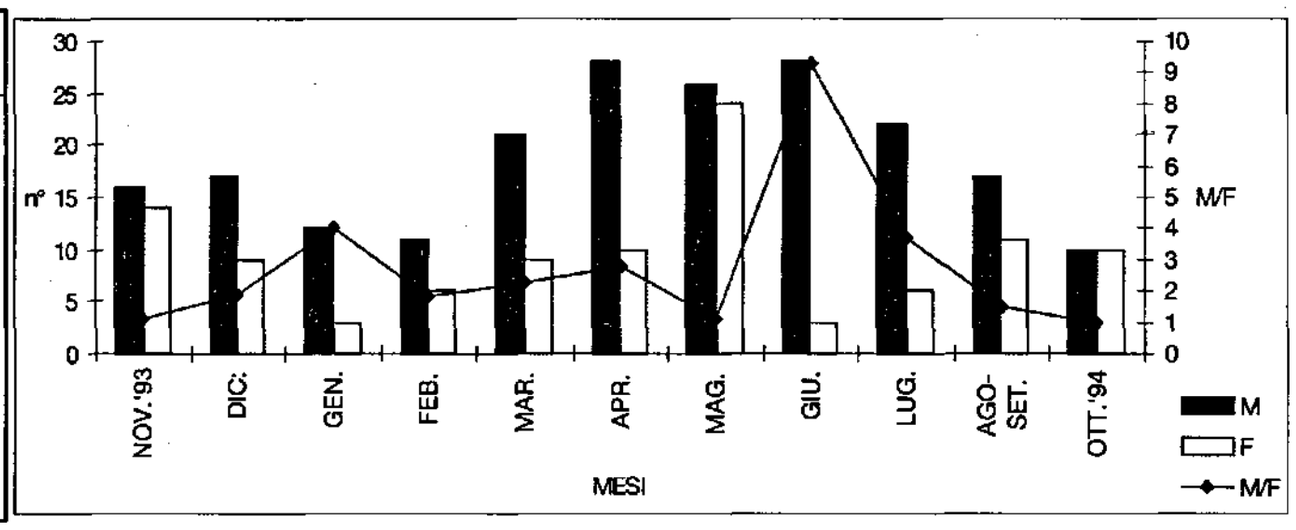


Fig. 3 - Andamento mensile della sex-ratio.
Monthly trend of the sex-ratio.

sizione (dic.-gen.; fine mag.-lug.). Si potrebbe ipotizzare, quindi, un alternarsi di maggiore concentrazione nel mesobatiale per scopi trofici a periodi di spostamento, a profondità diverse da quelle campionate, proprio per la deposizione.

La fecondità osservata, risultata mediamente pari a 7322 (n = 19, dev. st = ± 5006; min 2016 - max 20104), non sembra essere correlata alla lunghezza gnatoproctale (fig. 4).

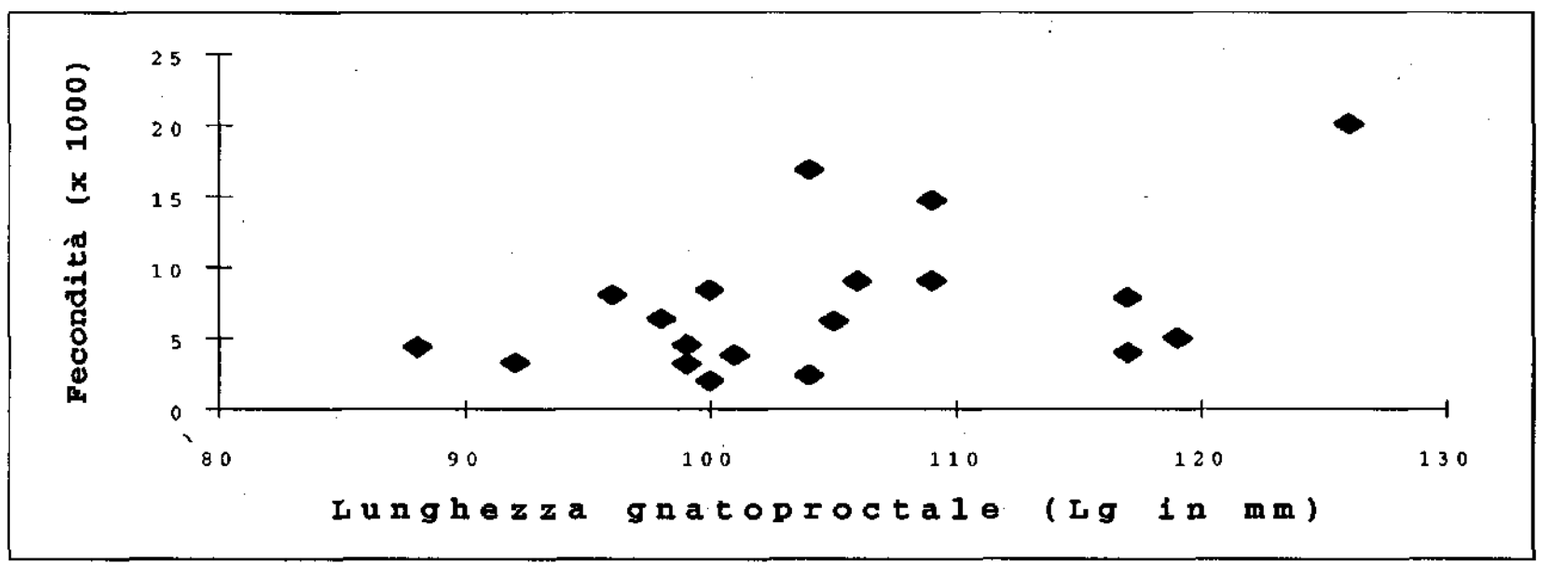


Fig. 4 - Fecondità in relazione alla lunghezza gnatoproctale.
Fecundity related size (gnathoproctal length).

Dall'andamento del RGS per classi di LT (fig. 2b) e dall'osservazione istologica delle gonadi (fig. 5), si ritiene che a partire dalla classe 180-199 mm ci sia attività riproduttiva.

Classi LT (mm)	I	II	III	IV	V	VI
100-119						
120-139	59	41				
140-159	37	63				
160-179	31	55	14			
180-199	27	55	15			3
200-219	24	48	16	4	3	4
220-239	16	36	14	3	9	22
240-259	22	40	14	8	12	4
260-279	28	36	18	6	10	2
280-299	24	46	13	10	7	
300-319	16	39	12	17	16	
320-339	2				98	

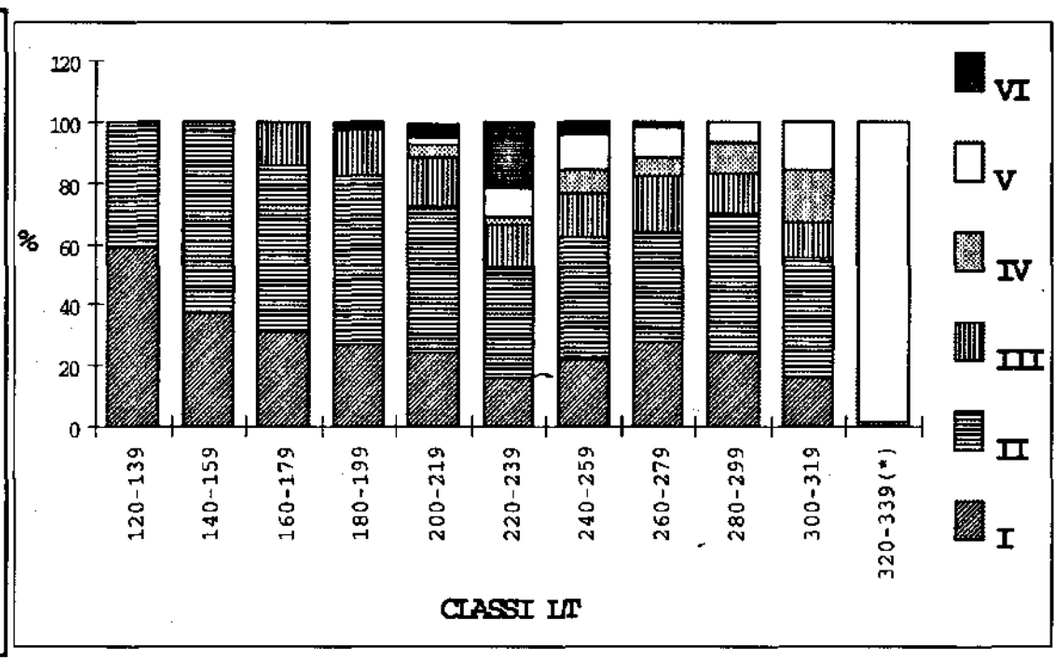


Fig. 5 - Distribuzione delle frequenze percentuali degli stadi di maturità degli ovociti per classi di lunghezza totale. (*): un solo individuo.
Percentage distribution of oocyte stages in relation to the size-class. (*): one specimen.

Bibliografia

LOZANO CABO F. (1952) - Estudio preliminar sobre la biometria, la biologia y la anatomia general de *Notacanthus bonapartei* Risso. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, **49**: 1-30.

NAGAHAMA Y. (1983) - The functional morphology of teleost gonads. In: W. S. Hoar. D. J. Randall & E. M. Donaldson (eds.) *Fish Physiology, vol. 9 (A)*: 223-275.

RINCHARD J., KEISTEMONT P. (1996) - Comparative study of reproductive biology in single- and multiple-spawner cyprinid fish. I. Morphological and histological features. *Journal of Fish Biology*, **49**: 883-894.

TROTTI L. (1939) - Contributo alla conoscenza del genere *Notacanthus* ed in particolare della specie *bonapartei* Risso. *Ann. Mus. Stor. nat. Genova*, **60**: 363-378.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 834-835

A. Quaglia, C. Mantovani, D. Minelli

Dipartimento di Biologia E. S., Università di Bologna, Via Selmi, 3 - 40126 Bologna, Italia.

ULTRASTRUTTURA DELLA CISTIFELLEA DI *MUGIL CEPHALUS* E *LIZA AURATA* (OSTEICHTHYES, ACTINOPTERIGII)

GALL-BLADDER ULTRASTRUCTURE IN *MUGIL CEPHALUS* AND *LIZA AURATA* (OSTEICHTHYES, ACTINOPTERIGII)

Abstract

Most epithelial cells of the mullet gall-bladder have the features of the cells involved in fluid transport from mucosa to serosa.

Key-words: mullets, gall-bladder, osmoregulation.

Introduzione

Si ritiene che nei pesci di acqua dolce (De Ruiter *et al.*, 1985), la cistifellea partecipi all'equilibrio idrico-salino in associazione e/o in alternativa ai reni ed alle branchie; non si conosce se altrettanto avvenga nei pesci di acqua salata. Così, è stata impostata una ricerca preliminare per esaminare l'ultrastruttura della cistifellea nei pesci eurialini *Mugil cephalus* e *Liza aurata*.

Materiali e metodi

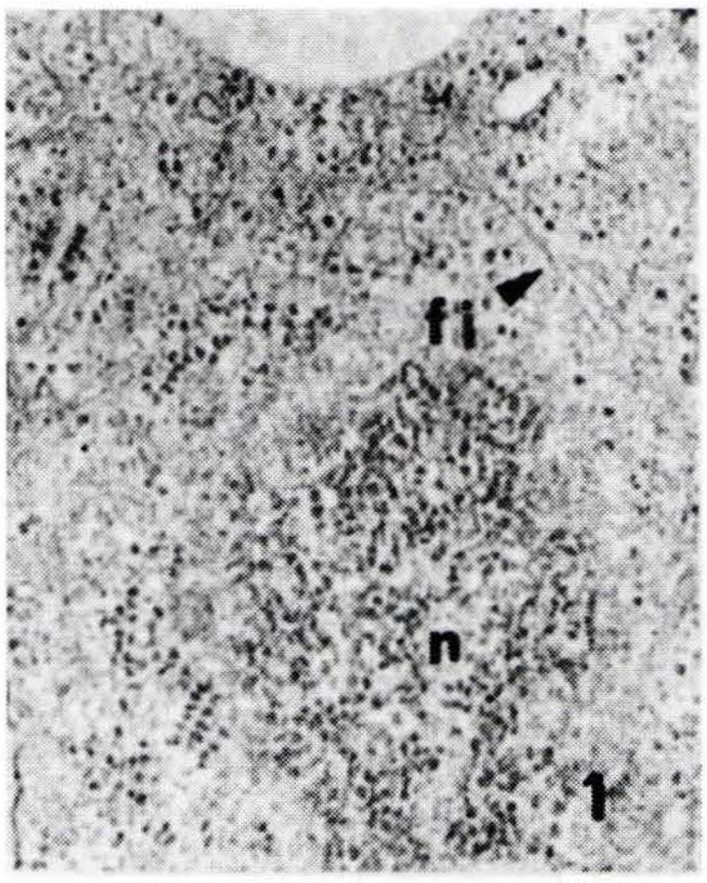
La ricerca ultrastrutturale è stata eseguita con modalità già descritte (Quaglia, 1980).

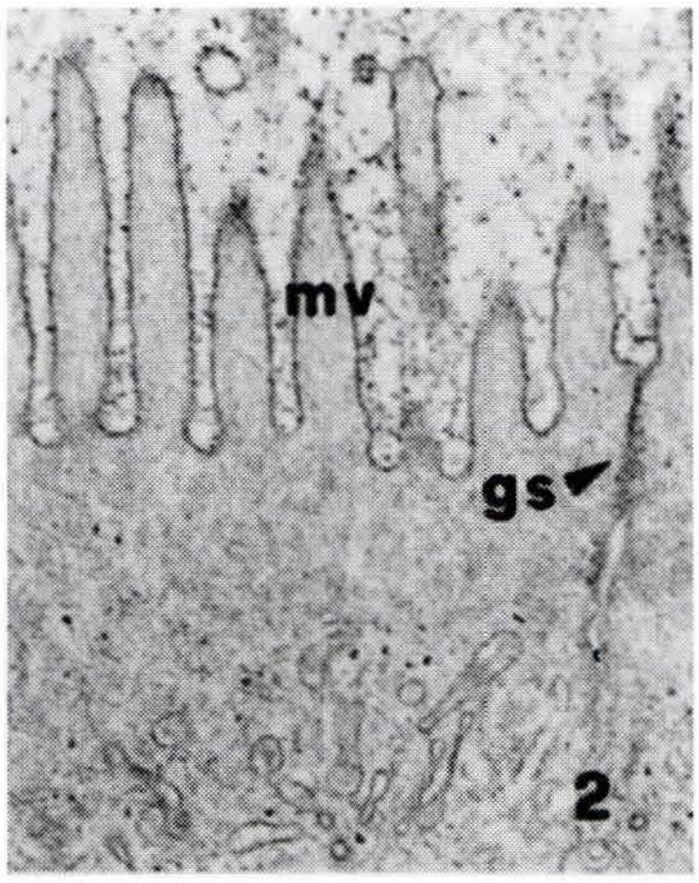
Risultati

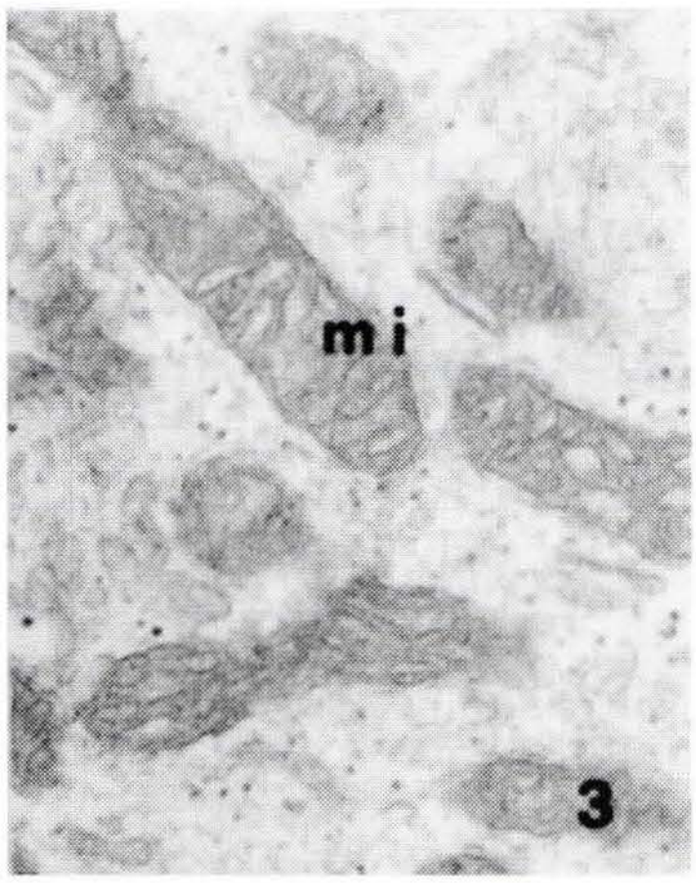
Nei due Mugilidi la parete colecistica consiste di una mucosa provvista di epitelio, cui seguono una tonaca fibro-muscolare e una tonaca sierosa esterna. L'epitelio della mucosa presenta poche cellule "scure" (Viehberger, 1983), con nucleo picnotico, povere di organelli ma ricche di filamenti intermedi (Fig. 1). Numerose sono invece le cellule "chiare" che presentano numerosi microvilli distali (Fig. 2); mitocondri essenzialmente nel terzo superiore (Fig. 3); nucleo, apparato del Golgi, aggregato di glicogeno (glycogen body) e qualche lisosoma nel terzo medio (Figg. 4 e 5); un labirinto di invaginazioni del plasmalemma nel terzo inferiore (Fig. 6). Gli spazi intercellulari sono sigillati distalmente da giunzioni strette (Fig. 2) e qua e là interrotte da giunzioni aderenti.

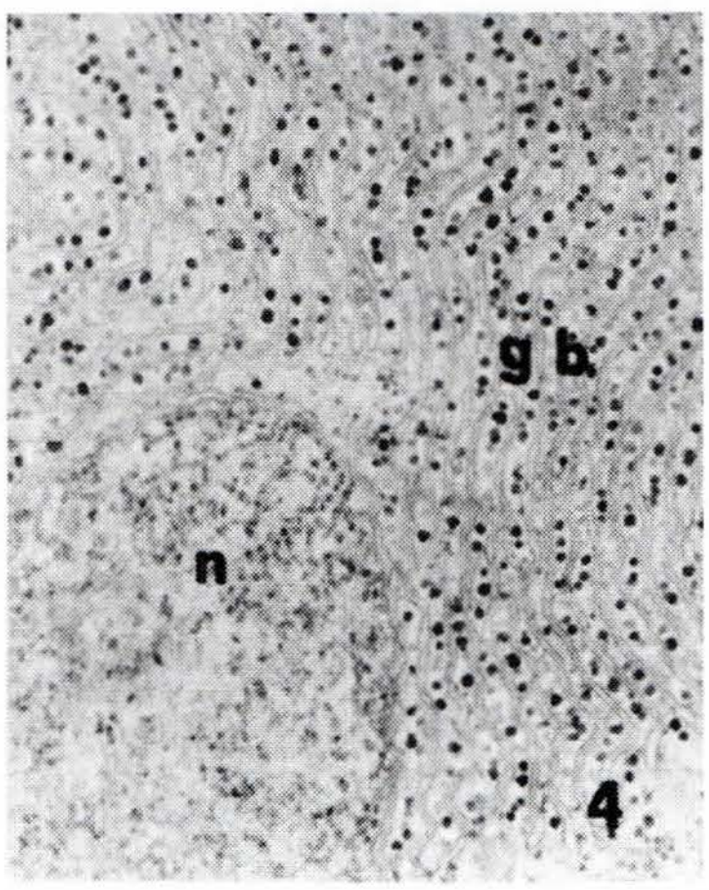
Conclusioni

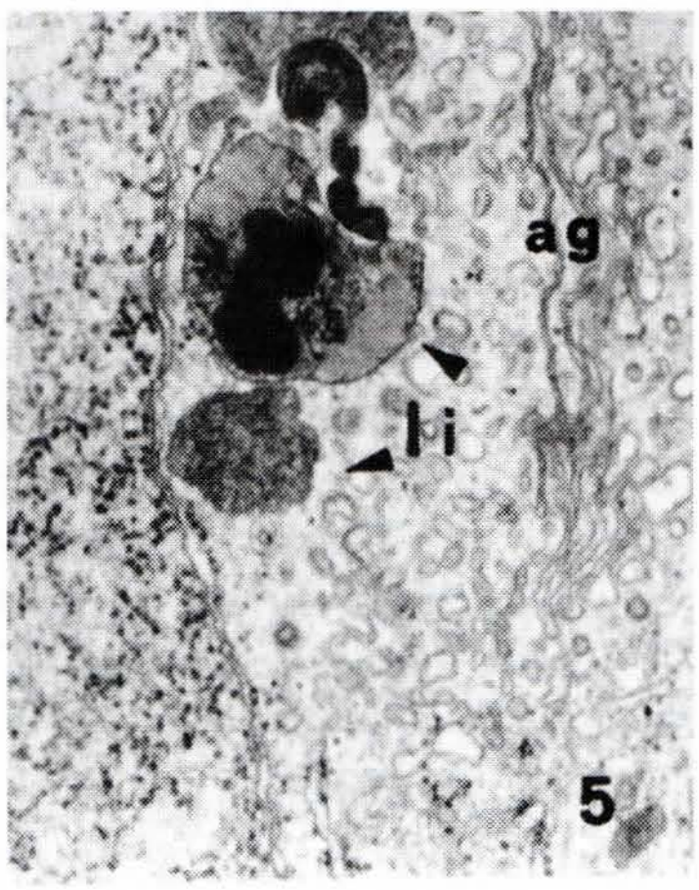
Gli elementi "scuri" potrebbero essere in fase degenerativa. Le cellule "chiare" hanno l'organizzazione atta a trasportare acqua e ioni in direzione mucosa-sierosa (Diamond e Bossert, 1967) e ciò suggerisce che anche nei Mugilidi la cistifellea possa avere un ruolo nella adattabilità di questi pesci alle variazioni di salinità.











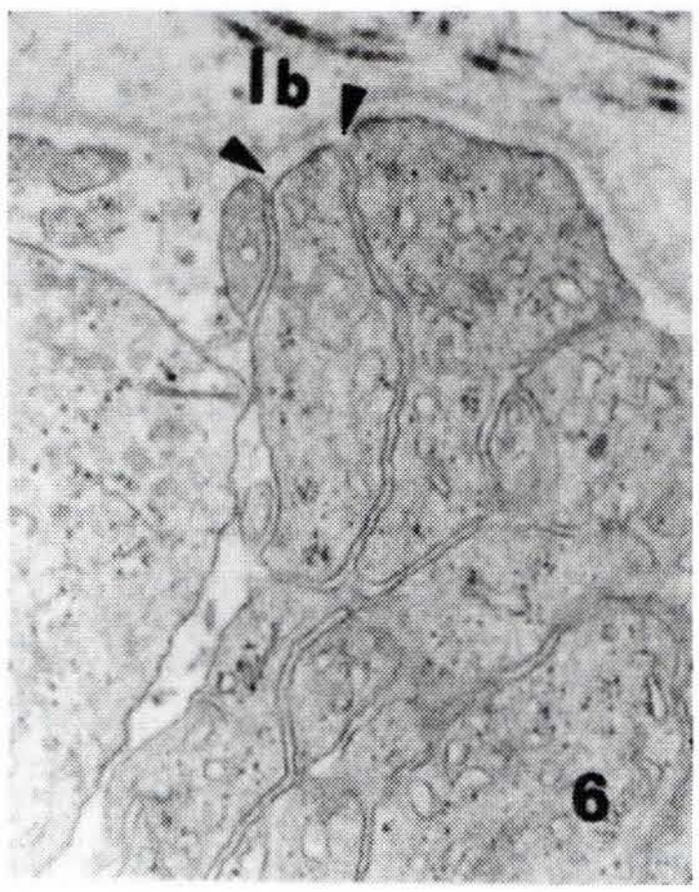


Fig. 1 - Cellula "scura" con nucleo (n) picnotico e filamenti intermedi (fi); 40000x. Fig. 2-6 - Cellule "chiare". Fig. 2 - Microvilli (mv) distali e giunzione stretta (gs); 28000x. Fig. 3 - Mitocondri (mi) distali; 28000x. Fig. 4 - Nucleo (n) e glycogen body (gb); 20000x. Fig. 5 - Apparato del Golgi (ag) e lisosomi (li); 30000x. Fig. 6 - Labirinto basale (lb); 15000x.

A dark cell showing a picnotic nucleus (n) and intermediate filaments (fi); 40000x. Fig. 2-6 -Light cells. Fig. 2 - Microvilli (mv) and tight junction (gs) near the apical surface; 28000x. Fig. 3 - Mithocondria (mi) in the apical portion of cell; 28000x. Fig. 4 - Nucleus (n) and glycogen body (gb); 20000x. Fig. 5 - Golgi apparatus (ag) and lysosomes (li); 30000x. Fig. 6 - Infoldings of the basal cell membrane (lb); 15000x.

Bibliografia

DE RUITER A.J.H., HOOGEVEEN Y.L., WENDELAAR BONGA S.E. (1985) - Ultrastructure of intestinal and gall-bladder epithelium in the teleost *Gasterosteus aculeatus* L., as related to their osmoregulatory function. *Cell Tiss. Res.*, **240**: 191-198.

DIAMOND J.M., BOSSERT W.H. (1967) - Standing-gradient osmotic flow. A mechanism for coupling of water and solute transport in epithelia. *J. Gen. Physiol.*, **50**: 2061-2083.

QUAGLIA A. (1980) - Ultrastructural and morphometric studies on the axial muscles of the Grey mullet *Mugil cephalis* L. *Boll. Zool.*, **47**: 75-82.

VIEHBERGER G. (1983) - Ultrastructural and histochemical study of the gall-bladder epithelia of rainbow trout and tench. *Tiss Cell.*, **15**: 121-135.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 836-838

P. Righini, R. Baino, A. Cecchi

A.R.P.A.T. - Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana,
Via dell'Ambrogiana, 2 - 57127 Livorno, Italia.

NOTE SULLA BIOLOGIA E SUI PARAMETRI DI CRESCITA DI *PENAEUS KERATHURUS* (CRUSTACEA: DECAPODA) LUNGO LA COSTA TOSCANA

BIOLOGY AND GROWTH PARAMETERS OF *PENAEUS KERATHURUS* ALONG THE TUSCAN COAST

Abstract

The Caramote prawn has a remarkable local fishing importance in Tuscany (about 7 tons/year). The fishing maximum abundances occur in shallow waters on characteristic soft bottoms at depths of 15-20 m. The parameters K and Loo show fast individual growth for both sexes.

Key-words: bottom trawl, *Penaeus kerathurus*, Tuscan Archipelago.

Introduzione

La mazzancolla (*Penaeus kerathurus*, Forskål, 1775) è un crostaceo peneide di notevole importanza economica nella pesca a strascico toscana e in particolare della marineria viareggina (circa 6,5 t/anno) e le catture, più consistenti nel periodo autunnale, raggiungono mediamente circa 450 kg/mese (dati ISTAT). Per questo crostaceo sono al momento disponibili solo scarsi riferimenti bibliografici per l'area tirrenica; per quanto attiene le modalità di accrescimento individuale, non erano stati finora valutati i parametri dell'equazione di crescita.

Materiali e metodi

I dati sono stati raccolti durante le campagne sperimentali di pesca demersale svolte negli ultimi sette anni nell'ambito del programma ministeriale GRU.N.D. relativi all'area dell'Arcipelago Toscano a nord dell'Isola d'Elba. E' stata utilizzata la rete a strascico tradizionale avente maglie al sacco di 20 mm di lato. Sono stati catturati 758 esemplari di *P. kerathurus* dei quali sono stati rilevati i fondamentali parametri morfologici d'uso popolazionistico: la lunghezza del carapace (L.C. dal seno orbitale al bordo posteriore del cefalotorace) al mm inferiore, ed il peso individuale nei due sessi. I rendimenti orari di pesca sono stati inoltre messi in relazione alla profondità e confrontati con la tipologia granulometrica dei fondali mediante la relativa carta sedimentologica di Ferretti *et al.* (1993) e con quella bionomica di Bianchi *et al.* (1993).

Le distribuzioni delle frequenze di taglia riassunte per stagione, separate per sesso e raggruppate con un intervallo di 2 mm, sono state analizzate con il metodo di Bhattacharya implementato sul programma Compleat ELEFAN (Pauly, 1987) per ottenere i parametri di crescita. I dati relativi alle taglie e ai pesi individuali, utilizzati con il programma FSAS (FISHPARM) (Saila *et al.*, 1988) sono stati usati per calcolare, separatamente per i due sessi, le rispettive correlazioni lunghezza/peso.

Risultati e conclusioni

La costanza delle catture massime su una ben identificata tipologia di substrato concorda con le osservazioni di Barillari *et al.* (1992) che esista una stretta correlazione tra la presenza della specie e una determinata caratteristica sedimentologica dei fondali. *P. kerathurus* è stato catturato quasi esclusivamente sui bassi fondali mobili a nord della foce del fiume Serchio e le catture più consistenti fino ad un massimo di 1.2 kg/h sono state ottenute ad una profondità compresa tra 10 e 20 m nel periodo tardo autunnale su substrati mobili di sabbia media e medio-fine con silt, riferibili ad una biocenosi principale legata al Piano Circalitorale dei Fanghi Terrigeni Costieri con facies a limi sabbiosi; si sono comunque realizzate catture ridotte (circa 0,4 kg/h) di *P. kerathurus* anche su fondi del Piano Infralitorale caratterizzati da Sabbie Fini Ben Calibrate e sabbie terrigene in genere.

Sono stati catturati complessivamente 758 esemplari di mazzancolla di cui 381 femmine e 377 maschi in un intervallo batimetrico compreso tra 10 e 50 m anche se rari esemplari sono stati pescati a profondità di 80 m. Il rapporto femmine/maschi è risultato pari a 0,9 in primavera, 1,2 in estate 1,0 in autunno e 1,1 in inverno: appare quindi spostato leggermente a favore delle femmine come osservato da Rodriguez (1986), anche se nel Golfo di Cadice il predominio delle femmine si evidenzia maggiormente nel periodo primaverile ed estivo.

La più piccola femmina misurava 13 mm di L.C. e la più grande 63 mm mentre il maschio più piccolo ritrovato misurava 15 mm di L.C. e il più grande 43 mm.

Le distribuzioni di taglia hanno consentito di seguire l'andamento degli accrescimenti tramite la progressione delle classi modali; i parametri di crescita sono diversi per i due sessi e le femmine raggiungono taglie maggiori. Le stime ottenute separatamente per i due sessi sono state Loo=64,9 mm L.C. e K=0,7 $anni^{-1}$ per le femmine e Loo=46,0 mm L.C. e K=0,9 $anni^{-1}$ per i maschi.

Per quanto riguarda la stima di K un confronto per questo parametro può essere fatto con i dati ottenuti da Rodriguez (1977) nel Golfo di Cadice che ha ottenuto stime di K pari a 0,8 e 0,9 rispettivamente per le femmine e per i maschi.

Le stime di lunghezza per età che corrispondono ai parametri calcolati indicano una taglia di 32,7 mm di L.C. per le femmine e 27,3 mm per i maschi al termine del primo anno di vita (che rappresentano il 36% e 21% degli esemplari catturati), 48,9 mm e 38,4 mm al secondo (il 58% e il 73% rispettivamente) ed una coda di pochi individui (5%) al terzo anno di vita (L.C.=57,0 e 42,9 mm) sia per le femmine sia per i maschi.

La correlazione lunghezza/peso ($P=a*L.C.^{\wedge b}$) per sesso è stata anch'essa calcolata (unità in g e mm) ed ha fornito le seguenti stime dei parametri: per le femmine a=0,00289 e b=2,535 (r^2=0,98) mentre per i maschi a=0,00372 e b=2,466 (r^2=0,91). Queste stime possono essere confrontate con quelle simili ottenute da Ben Mariem (1995) nel Golfo di Gabes (Tunisia), espresse anch'esse in forma esponenziale, che sono le seguenti: per le femmine a=0,00356 b=2,478 mentre per i maschi a=0,00465 b=2,413.

Bibliografia

BARILLARI A., SCOVACRICCHI T., LIBERTINI A. (1992) - Physico-chemical variations of sediment during a shrimp and clam earthen pond farming experiment. *Prooc. of the EIFAC/FAO Symposium on Production Enhancement in Still Water Pond Culture*, Prague (Czechoslovakia) 1990, **1**: 87-92.

BEN MARIEM S. (1995) - Caracteres biometriques de *Penaeus kerathurus* (Forskal, 1775) du Golfe de Gabes, Tunisie (Decapoda, Penaeidae). *Crustaceana,* **68** (5): 583-596.

BIANCHI C.N., CINELLI F., MORRI C. (1993) - La carta bionomica dei mari toscani : introduzione, criteri informativi e note esplicative. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali Memorie - Serie A Suppl.,* **102**: 255-270.

FERRETTI O., IMMORDINO F., MANFREDI FRATTARELLI F. (1993) - Cartografia sedimentologica dei mari toscani. Criteri, possibilità, finalità. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali Memorie - Serie A Suppl.,* **102**: 241-254.

PAULY D. (1987) - A review of the ELEFAN system for analysis of length-frequency data in fish and aquatic invertebrates, p. 7-34. In: D. Pauly and G.R. Morgan (eds.) *Length-based methods in fisheries research.* ICLARM Conf. Proc., **13**: 468 pp.

RODRIGUEZ A. (1977) - Contribucion al conocimiento de la biologia y pesca del langostino, *Penaeus kerathurus* (Forskal, 1775) del Golfo di Cadiz (Region Sudatlantica espanola). *Invest. Pesq.*, **41** (3): 603-635.

RODRIGUEZ A. (1986) - Biologia del langostino *Penaeus kerathurus* (Forskal, 1775) del Golfo de Cadiz. II: Distribucion y estructura de la poblacion. *Invest. Pesq.*, **50** (2): 187-202.

SAILA S.B., RECKSIEK C.W., PRAGER M.H. (1988) - *Basic Fishery Science Programs. A Compendium of Microcomputer Programs and Manual of Operation.* ELSEVIER: 230 pp.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 839-842

L. Rositani, V. De Zio, A. M. Pastorelli, A. Vlora

Laboratorio di Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) – 70123 Bari, Italia.

RINVENIMENTI DI TARTARUGHE MARINE LUNGO LE COSTE PUGLIESI: 1978-1997

STRANDINGS OF SEA TURTLES ALONG APULIAN COASTS: 1978-1997

Abstract

Stranding of sea turtles along Apulian coasts is monitored by Marine Biology Laboratory of Bari; in this paper data about three species, Caretta caretta *(Linnaeus, 1758),* Chelonia mydas *(Linnaeus, 1758) and* Dermochelys coriacea *(Vandelli, 1761), during the period 1978-1997, are reported.*

Key-words: sea turtles, strandings, Apulian coasts.

Introduzione

Il Laboratorio di Biologia Marina di Bari segue da molti anni lo spiaggiamento e le catture di tartarughe marine lungo le coste pugliesi, in particolare quelle adriatiche.

Nel presente lavoro sono stati presi in considerazione i dati relativi al rinvenimento di tre specie di Testudinati, *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) e *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761), a partire dal 1978.

Materiali e metodi

I dati di monitoraggio raccolti si riferiscono agli spiaggiamenti e alle catture accidentali di Testudinati nel periodo 1978-1997.

Le misurazioni del carapace sono state effettuate tramite metro flessibile, sulla linea mediana longitudinale, dall'estremità anteriore a quella posteriore dello scudo, seguendo la sua curvatura.

La maggior parte degli esemplari raccolti vivi sono stati ospedalizzati presso le vasche dell'Acquario Provinciale di Bari, annesso al Laboratorio.

La marcatura degli esemplari liberati è stata effettuata con etichettarice a piastrine metalliche fornita dal WWF.

Tutte le fasi di lavoro sul campo, dalla segnalazione dell'evento alla liberazione degli esemplari sopravvissuti, sono state rese possibili grazie alla collaborazione di vari Enti dello Stato, tra cui le Capitanerie di Porto e il Nucleo Operativo CITES del Corpo Forestale, oltre che dal WWF, in special modo dal Gruppo Mare di Torre Guaceto.

Risultati e discussione

Nella figura 1 vengono riportate le località di spiaggiamento o di cattura degli esemplari delle differenti specie, suddivisi tra vivi e morti al momento dello spiaggiamento. Si tratta di 180 segnalazioni riferite principalmente alla specie *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), mentre rari sono i ritrovamenti di *Chelonia mydas*

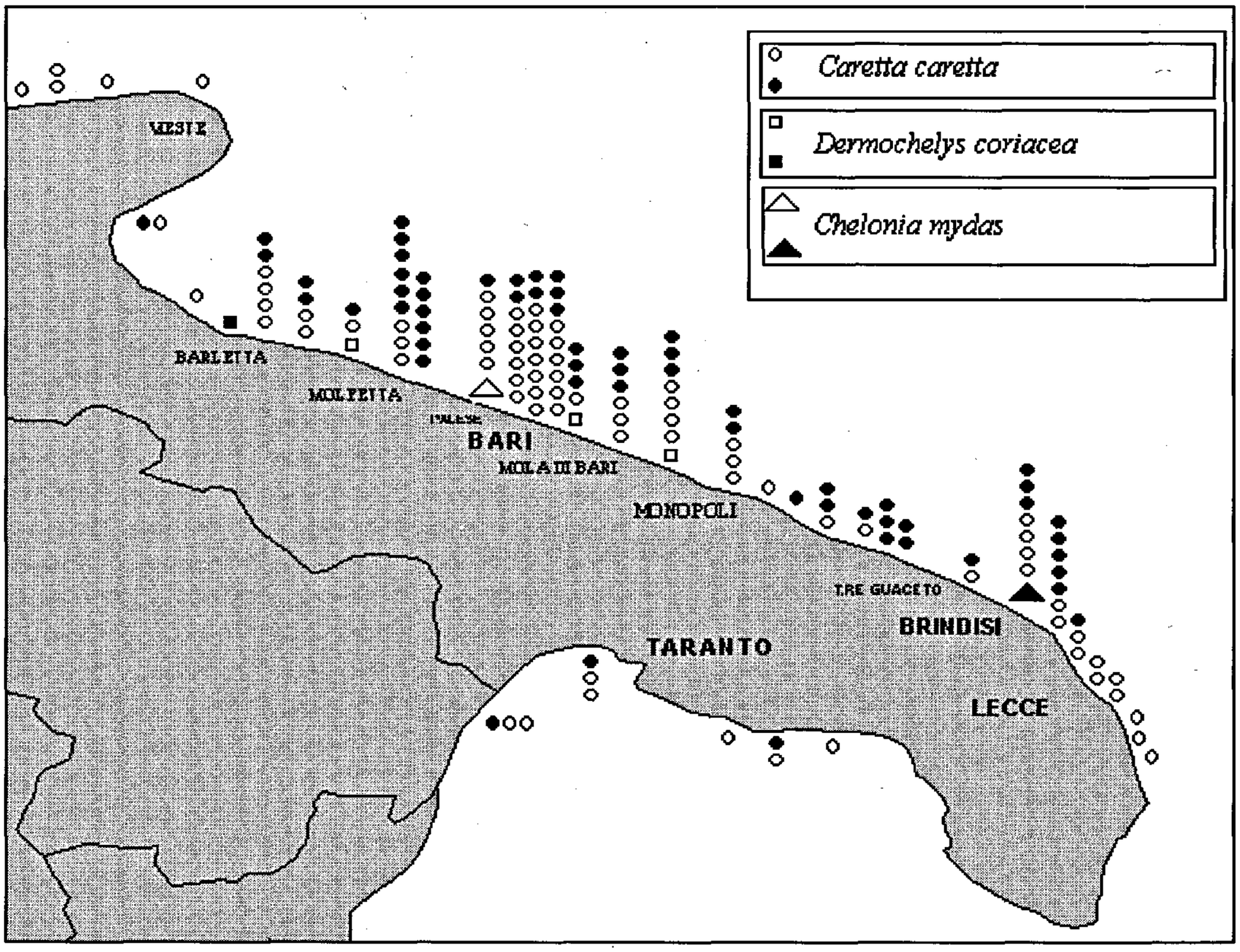


Fig. 1 - Spiaggiamenti e/o catture accidentali di tartarughe marine lungo le coste pugliesi (simbolo pieno = esemplari già morti; simbolo vuoto = esemplari vivi).
Stranding and/or casual captures of sea turtles along Apulian coasts (full simbol = dead specimens; empty simbol = live specimens).

(Linnaeus, 1758) e *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761), confermando la ridotta presenza di queste ultime due specie nei nostri mari (Bruno, 1986; Jesu, 1994).

Si può notare come la distribuzione delle segnalazioni sia alquanto uniforme lungo i litorali barese e brindisino (dove la rete di informazioni ha una maggiore efficacia).

Il range dimensionale del carapace degli individui rinvenuti, per le singole specie risulta molto ampio se paragonato ai valori pubblicati riferiti ad altre aree dell'Italia Meridionale (Bentivegna *et al.*, 1994). In particolare per *Caretta caretta* si è rinvenuto un gran numero di individui aventi lunghezza del carapace compresa tra 16,4 cm e 113 cm. La distribuzione delle frequenze di taglia elaborata per questa specie non risulta normale, si è pertanto utilizzato come indice della tendenza centrale la mediana, che risulta uguale a 38 cm. Per quanto riguarda i pochi individui di *Dermochelys coriacea* e di *Chelonia mydas* le misure della lunghezza del carapace erano 145, 155 e 170 cm per la prima specie e 28, 31 e 31,5 cm per la seconda.

Alcuni esemplari, spiaggiati o catturati vivi, sono stati sottoposti a un periodo di osservazione e cura in collaborazione con la Facoltà di Medicina Vete-

rinaria di Bari. Spesso si sono rilevate patologie derivanti da cause traumatiche (fratture e ferite più o meno profonde a carico degli arti e del carapace).

Gli esemplari ospedalizzati, in caso di decorso favorevole, sono stati liberati in mare previa marcatura. Le liberazioni sono state effettuate ad alcune miglia dalla costa barese, con l'ausilio di mezzi nautici o, direttamente sulla battigia, all'interno del Parco Marino di Torre Guaceto (BR).

Su un totale di 89 individui spiaggiati vivi, sono stati rilasciati in mare 56 esemplari, con una percentuale del 64% (fig. 2), mentre, al momento dell'elaborazione dei dati, 27 erano deceduti e 4 in cura presso le vasche dell'acquario.

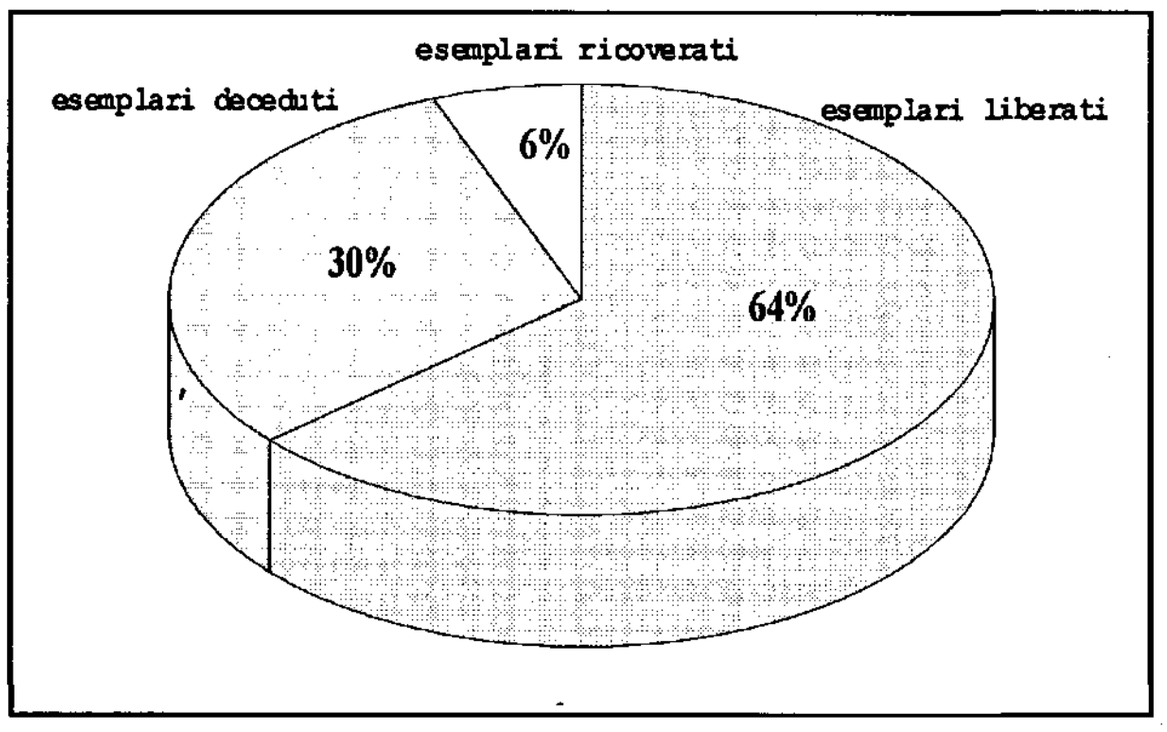


Fig. 2 - Casistica riferita agli esemplari spiaggiati vivi.
Casuistry referred to the live specimens stranded.

Solo due esemplari tra quelli etichettati e liberati sono stati ricatturati. Il primo, liberato a Brindisi, è stato ricatturato dopo due giorni, ancora in vita, a poche centinaia di metri di distanza dal luogo di liberazione; il secondo individuo, liberato al Largo di Bari, è stato rinvenuto morto in una rete da pesca a Termoli, dopo circa due mesi. Tra le ricatture è da riportare anche un esemplare marcato da un istituto di ricerca di Atene (Grecia).

In figura 3 viene riportato il numero di esemplari vivi e di quelli morti e le relative percentuali di individui su cui le attività di pesca hanno inciso in maniera palese.

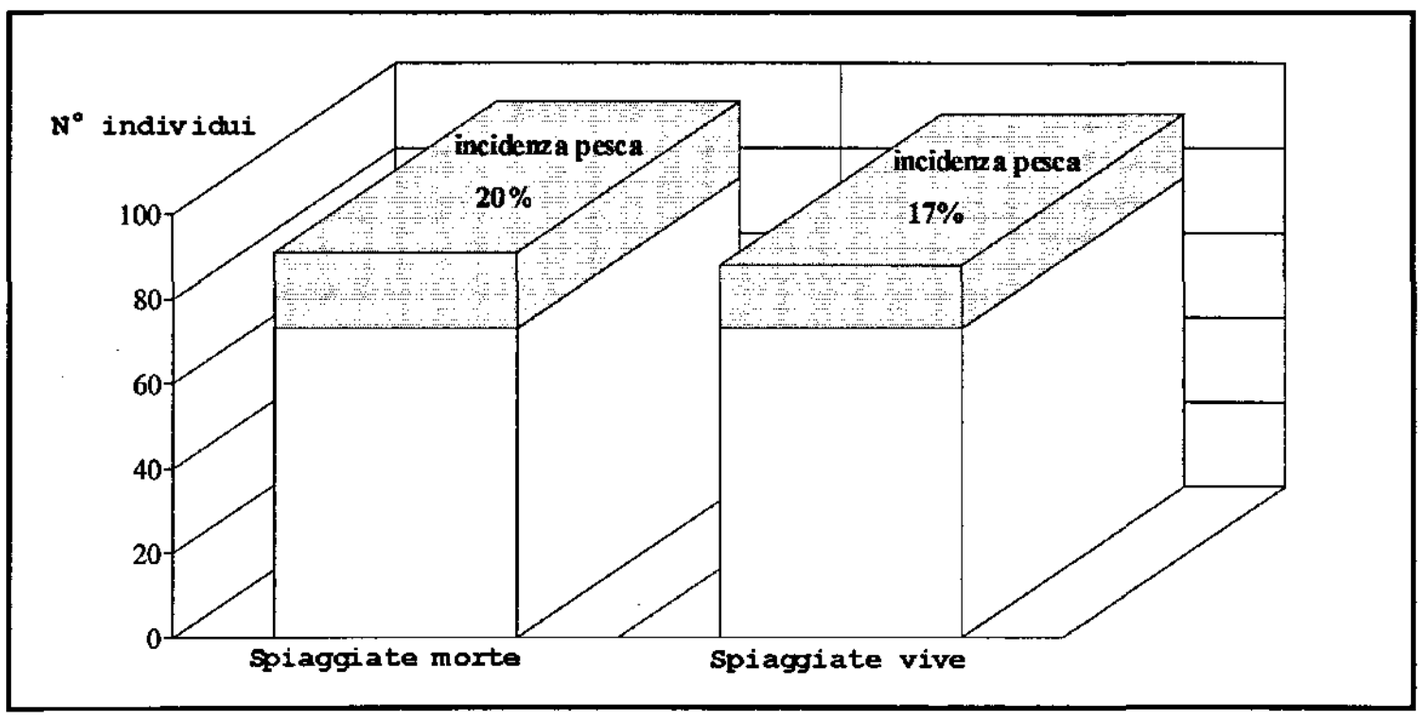


Fig. 3 - Incidenza della pesca sugli spiaggiamenti.
Fishery influence with respect to the strandings.

Molti esemplari, infatti, sono stati catturati tramite attrezzi da pesca e ci sono stati consegnati direttamente dai pescatori o dalle Capitanerie di Porto. Altri, sia vivi che morti, mostravano segni evidenti di attrezzi da pesca (reti o ami).

Daltronde non tutte le tartarughe rinvenute sono state sottoposte all'esame diretto di un esperto o ad autopsia per accertarne le cause del decesso e molte altre risultavano in avanzato stato di putrefazione; per tali motivi i dati di incidenza della pesca riportati in figura 3, pur rappresentando una percentuale non trascurabile, sono solo quelli certi e, quindi, da intendersi come valori minimi.

Bibliografia

BENTIVEGNA F., CIRINO P., TOSCANO A. (1994) - Threats to *Caretta caretta* in the Gulf of Naples. *NOAA Technical Memorandum NMF-SEFSC*, **351**: 188-189.

BRUNO S. (1986) - *Guida a Tartarughe e Sauri d'Italia*. Giunti Ed.: 255 pp.

JESU R. (1994) - Cheloni marini presenti nel Mar Ligure. In: Doria G., Salvidio S. (curatori). *Atlante degli Anfibi e Rettili della Liguria*. Regione Liguria e Museo Civico di Storia Naturale G. Doria, Genova: 123-126.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 843-845

A. SANTULLI, A. MODICA*, C.M. MESSINA,
A. CURATOLO, L. TROVARELLI**, V. D'AMELIO***

Istituto di Biologia Marina, Consorzio Universitario Provincia di Trapani,
Lungomare Dante Alighieri - 91016 Casa Santa/Erice, Trapani, Italia.
*Centro Oceanologico Mediterraneo – Palermo, Italia.
**AGIP S.p.A., Unità GEDA - San Donato Milanese, Milano, Italia.
***Istituto di Istologia ed Embriologia - Università di Palermo, Italia.

STUDIO DELLO STRESS INDOTTO IN *DICENTRARCHUS LABRAX* DA PROSPEZIONI SISMICHE *OFF-SHORE* EFFETTUATE MEDIANTE *AIR-GUN*

STRESS INDUCED BY *AIR-GUN* SEISMIC EXPLORATION ON *DICENTRARCHUS LABRAX*

Abstract

Stress induced by air-gun acoustic waves, used for off-shore seismic exploration, was studied in Dicentrarchus labrax. *Variations of cortisol, glucose, lactate, AMP, ADP, ATP and cAMP, in different tissues of sea bass, show that fish have a typical primary and secondary stress response after air-gun detonations. Physiological levels are almost recovered within 72 hours. X-ray radiography indicates that air-gun bursts do not induce any macroscopic effect on skeletal apparatus.*

Key-words: seismic exploration, stress, *Dicentrarchus labrax.*

Introduzione

La pressione delle attività umane sull'ambiente marino può determinare fenomeni di stress negli organismi animali.

La coltivazione petrolifera *off-shore* è ritenuta un'attività a sensibile impatto sull'ecosistema marino, i cui effetti possono essere evidenti già in fase di esplorazione (Svedrup *et al.*, 1994).Gli esperimenti da noi condotti si inquadrano in un ampio progetto, proposto e finanziato dall'AGIP S.p.A., per la valutazione quali-quantitativa degli effetti ambientali della prospezione sismica dei fondali mediante *air-gun* (Froglia *et al.*, 1998; La Bella *et al.*, 1996; Modica e La Bella, 1998). Per studiare l'impatto sulle popolazioni di animali marini, le tecniche di biologia della pesca, utilizzate per valutare l'effetto sulle rese di pesca, possono risultare imprecise. Lo studio delle risposte biochimiche dello stress, per contro, può consentire di misurare con precisione la reazione dell'organismo ad una variazione ambientale ed il tempo necessario al completo recupero (Adams, 1990) e predire, in tal modo, gli effetti sulle popolazioni (Wedemeyer e McLeay, 1981).

Materiali e metodi

La prospezione sismica sperimentale è stata effettuata in Adriatico (Fig. 1), come descritto da Modica e La Bella (1998), lungo un transetto di 10 mn (Vertice A Lat. N 43°20' Long. E 13°46,5'; vertice B Lat. N 43°28' Long. E 13°42') intorno al quale erano state sistemate gabbie in metallo (6m^3), contenenti spigole

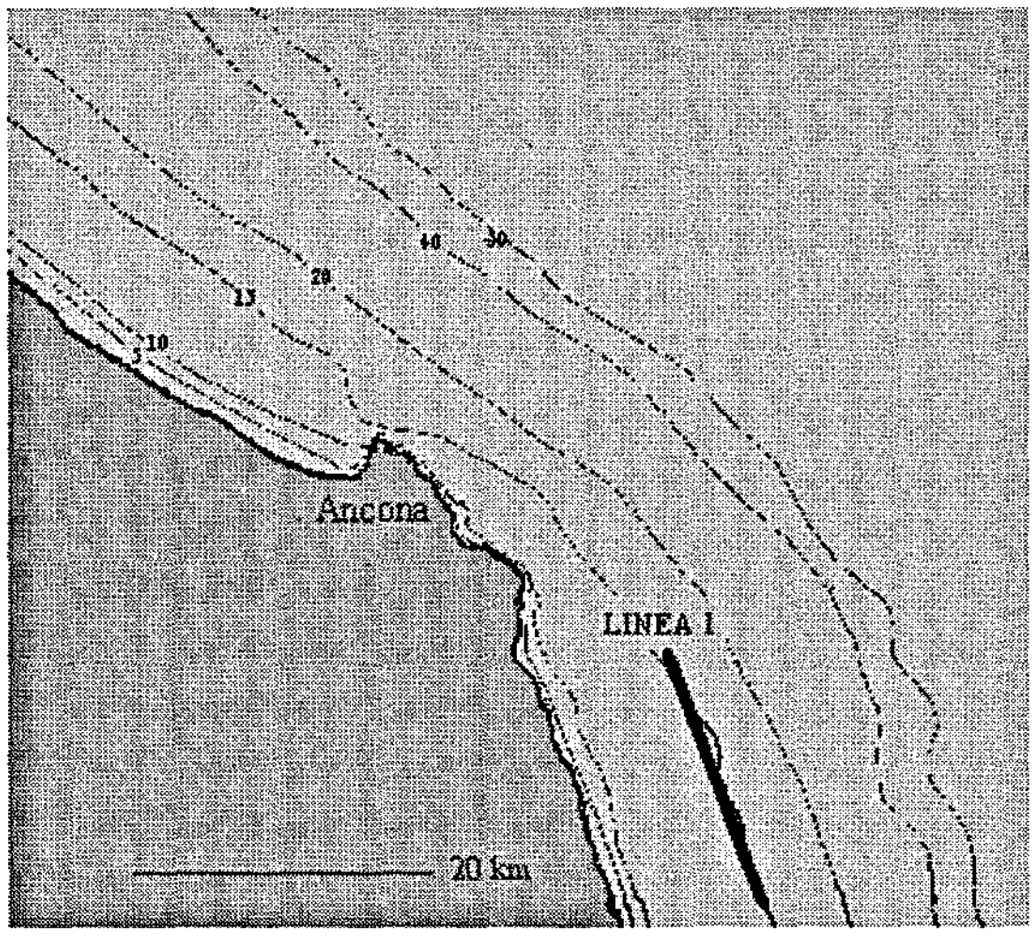


Fig. 1 - Ubicazione del transetto (linea 1) seguito dalla N/R OGS Explora lungo le coste delle Marche.
Location of transept of R/V OGS Explora (Linea 1) along the coast of Marche.

(D. labrax) riprodotte artificialmente, della classe di età 0+ (17,4±0,32cm di lunghezza totale) e della classe di età 1+ (21,1±0,96cm di lunghezza totale).

Le gabbie sono state recuperate e gli animali sono stati anestetizzati e sacrificati (Tab. 1), immediatamente prima (controllo) e a diversi tempi dopo il passaggio N/R OGS Explora.

Tab. 1 - Distanza (m) delle gabbie dal transetto seguito dalla N/R OGS Explora e tempi di recupero (ore) delle gabbie dopo il passaggio dell'*air gun.*
Cages distance (m) from transept of R/V OGS Explora and time (hours) of cages recovery after experimental air-gun explosions.

lotto	**distanza (m)**	**tempo (ore)**
controllo pre	180	-6
post-300	180	6
post 72-300	180	72
post 72-500	2400	72
post 72-2000	3700	72
post 72-5000	6500	72

Per la valutazione dell'effetto indotto sui pesci dall'onda di pressione generata dall'*air-gun*, sono state studiate, sugli esemplari appartenenti alla classe d'età 1+, le variazioni dei livelli tissutali (plasma, muscolo scheletrico e fegato) di cortisolo e cAMP (con tecniche immunoenzimatiche), di glucosio e acido lattico (con tecniche colorimetriche), di AMP, ADP e ATP (con tecniche cromatografiche ad alta pressione, HPLC).

L'eventuale azione traumatica è stata valutata per mezzo della radiografia ai raggi X, su esemplari di spigola appartenenti alla classe d'età 0+.

La valutazione statistica delle differenze osservate è stata effettuata per mezzo dell'analisi della varianza (ANOVA).

Risultati e discussione

L'analisi dei risultati ottenuti consente di affermare che esemplari di *D. labrax,* esposti allo stimolo acustico determinato dall'onda di pressione generata dall'*air-gun*, hanno una tipica risposta biochimica allo stress. In *D. labrax,* dopo il passaggio dell'*air-gun*, i valori di cortisolo (risposta primaria) e di glucosio e lattato (risposta secondaria) subiscono delle variazioni statisticamente significative nei tessuti analizzati ($P<0,05$). Ad esempio nel siero, prima e dopo il passaggio dell'*air-gun* sono stati registrati i seguenti valori:

cortisolo pre=30,7µm/100ml; post=49,4µm/100ml
glucosio pre=128,7 mg/100ml; post=169,7mg/100ml
lattato pre 69,1mg/100ml; post=91,2mg/100ml

Più complesse risultano le variazioni del cAMP, degli adenilati e della AEC (*Adenylate energy charge*, Ivanovici, 1980). Tuttavia, si osserva complessivamente una riduzione dei valori di AMP, ADP e ATP statisticamente significativa ($p<0,05$), che è indice di uno stato di stress acuto (Ivanovici, 1980).

Entro 72 ore i livelli di cortisolo, nel fegato e nel muscolo della spigola, rientrano nel *range* dei valori osservati prima del passaggio dell'*air-gun*:

fegato pre=0,276 µg/g; post-72-300=0,300µg/g
muscolo pre=0,369µg/g; post-72-300=0,322µg/g.

Questo risultato suggerisce che lo stato di sofferenza (stress) è limitato nel tempo, e le condizioni precedenti il passaggio dell'*air-gun* vengono recuperate rapidamente (entro 72 ore).

A conferma di queste indicazioni, va ricordato che, dalle analisi radiografiche condotte su esemplari di spigola appartenenti alla classe d'età 0+, non è stato evidenziato alcun trauma a carico dell'apparato scheletrico.

Bibliografia

ADAMS S.M. (1990) - Biological indicators of stress in fish. American Fisheries Society Symposium, **8**: 191 pp.

FROGLIA C., RIVAS G., COLELLA S., PANZERI A. (1998) - Valutazione preliminare degli effetti sui macroinvertebrati bentonici delle prospezioni sismiche con *air-gun* condotte nella fascia costiera. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 545-548.

IVANOVICI A.M. (1980) - Application of adenylate energy charge to problems of environmental impact assessment in aquatic organisms. *Helgol. Wiss. Meeresunters*, **33**: 556-565.

LA BELLA G., CANNATA S., FROGLIA C., MODICA A., RATTI C., RIVAS G. (1996) - First assessment of effects of air-gun seismic shooting on marine resources in Middle Adriatic Sea. *III Int. Conf. on Health, Safety & Environment in Oil and Gas E&P*. New Orleans 1996, **I**: 227-237.

MODICA A., LA BELLA G. (1998) - Caratterizzazione dei rumori emessi durante le attività off-shore di ricerca e produzione di idrocarburi in Adriatico. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 819-822.

SVEDRUP A., KJELLSBY E., KÜGER P.G., FLØYSAND R., KNUDSEN F.R., ENGER P.S., SERCK-HANSSEN G., HELLE K.B. (1994) - Effects of experimental seismic shock on vasoactivity of arteries, integrity of vascular endothelium and on primary stress hormones of the Atlantic salmon. *J. Fish Biol.*, **45**: 973-995.

WEDEMEYER G.A., MCLEAY D.J. (1981) - Methods for determining the tolerance of fishes to environmental stressors. In: Pickering A.D. (Ed.) *Stress in fish.* Academic Press, London: 247-275.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 846-849

G. SARÀ, F. VENEZIA, A. MAZZOLA, S. HAUSER, M. CARUSO, D. CATALANO

Dipartimento di Biologia Animale dell'Università, Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.
Ist. di Mineralogia, Univ. Palermo, Italia.

PRIMI DATI SULLA COMPOSIZIONE ISOTOPICA ($\delta^{13}C$) DEL CARBONIO ORGANICO PARTICELLATO (POC) IN UN AMBIENTE COSTIERO MEDITERRANEO

CARBON STABLE ISOTOPE RATIO ($\delta^{13}C$) OF PARTICULATE ORGANIC CARBON (POC) IN A MEDITERRANEANAN COASTAL SHALLOW ENVIRONMENT

Abstract

The origin and the distribution of the particulate organic carbon (POC) were studied through the analysis of total suspended matter, chlorophyll pigments and carbon stable isotope ($\delta^{13}C_{POC}$) ratio in the Stagnone of Marsala (Western Sicily). Contribute of the carbon originating from phanerogames, macroalgae and microphytobenthos was observed into the lagoon ($\delta^{13}C_{POC}$ = -17 ‰), whilst planktonic origin ($\delta^{13}C_{POC}$ = -21 ‰) was identified at the stations out the lagoon.

Key-words: particulate organic carbon, carbon stable isotope, chlorophyll-a, Stagnone of Marsala, Western Mediterranean.

Introduzione

L'individuazione delle diverse sorgenti (Fig. 1) del carbonio è uno strumento necessario per la comprensione della struttura della rete trofica di un ecosistema marino. Lo Stagnone di Marsala (TP) per la sua elevata produttività è un esempio d'ecosistema in cui energia e carbonio fluiscono principalmente attraverso la rete trofica che ha per base il detrito. L'elevata frequenza di *mattes* a *Posidonia*

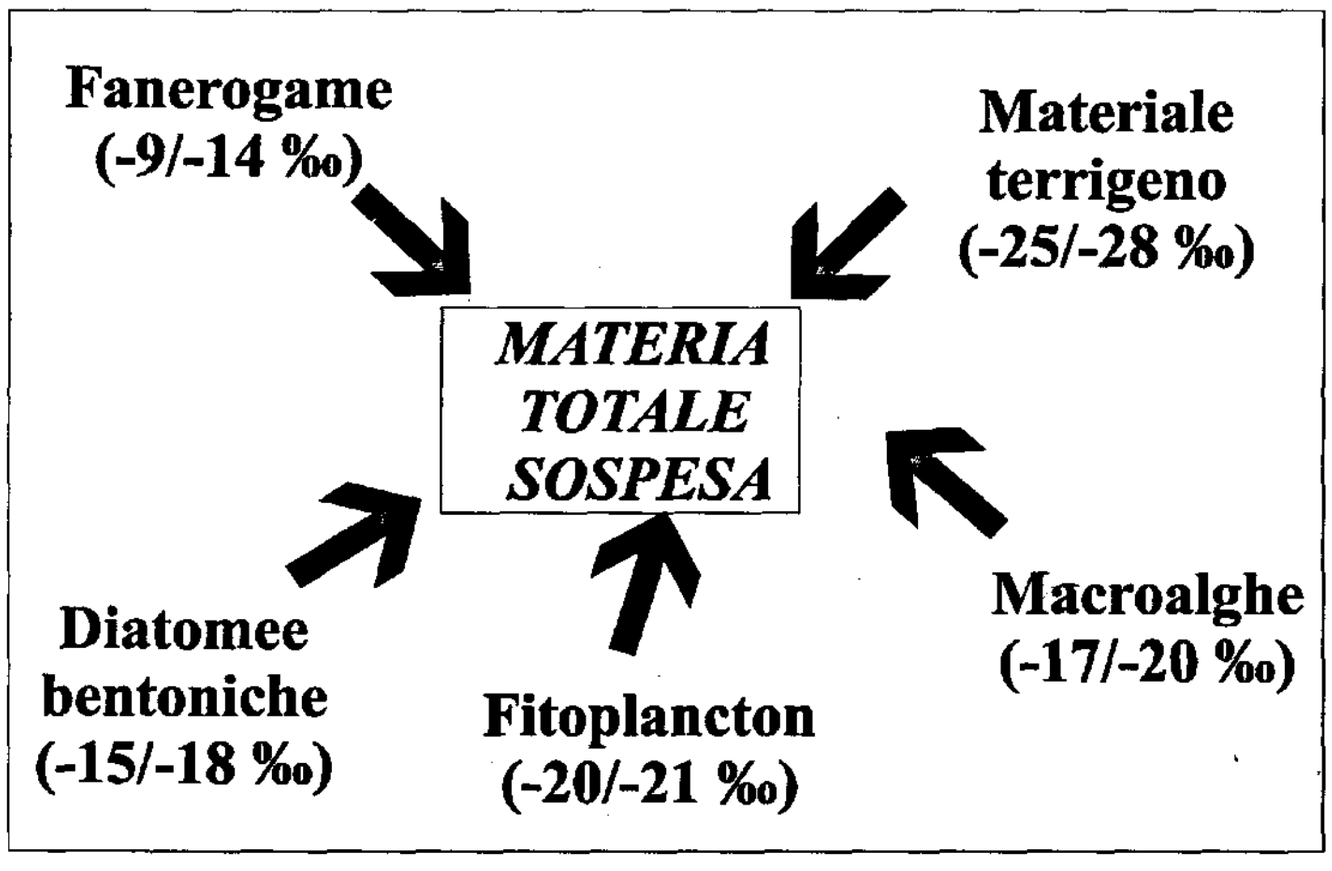


Fig. 1 - Contributo delle diverse sorgenti al comparto della materia organica in sospensione negli ambienti costieri (Fry, 1984; Mann, 1988).
Different sources of organic matter in shallow coastal environment (Fry, 1984; Mann, 1988).

oceanica (L.) Delile e *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascher. con il loro apporto di materia organica refrattaria, condiziona la distribuzione degli organismi all'interno dell'area. Altre componenti biologiche rappresentano fonti di carbonio meno refrattario e quindi maggiormente disponibile per gli organismi animali e vegetali. La composizione isotopica del carbonio ($\delta^{13}C$) fornisce informazioni sull'origine e sulle trasformazioni della materia organica nella rete trofica.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati effettuati nel periodo marzo 1996/febbraio 1997, nell'area dello Stagnone di Marsala (37° 52' N; 12° 28' E) in quattro stazioni: due interne (S1; S2) e due esterne (M1; M2). Mensilmente sono stati prelevati campioni d'acqua analizzati in triplice replica per: la materia totale in sospensione (TSM; componente inorganica - ISM; componente organica – OSM; Strikland e Parson, 1972), la concentrazione di clorofilla a (CHL-a; Lorenzen e Jeffrey, 1980) e la composizione isotopica del carbonio particellato organico ($\delta^{13}POC$). I filtri per l'analisi del $\delta^{13}C$ sono stati macinati e introdotti in fiale Pirex con ossido di rame e successivamente posti a 550 °C per consentire la formazione di CO_2 (Tufano, 1991). I campioni di CO_2 sono stati analizzati allo spettrometro di massa (Finnigan DELTA S) ed i valori riferiti allo standard internazionale PDB. Le variazioni spazio-temporali sono state studiate con l'Analisi della Varianza (Underwood, 1997), mentre la relazione tra le variabili è stata testata con la correlazione di Spearman (Sokal e Rohlf, 1981).

Risultati e discussione

Le variazioni della composizione della TSM (ISM *vs* OSM $R_s = 0.71$; $p<0.05$; $n = 48$) sono significative ($F_{(11,36)} = 3.00$; $p<0.05$) mostrando picchi di concentrazione in aprile, luglio e dicembre. Le concentrazioni di clorofilla-a confermano il carattere oligotrofico dell'area ([CHLa < 1 µg/l]) (Pusceddu et al., 1997) e mostrano tre picchi significativi ($F_{(11,36)} = 2.98$; $p<0.05$) in maggio, ottobre e dicembre (Fig. 2). Entrambi i parametri non presentano differenze significative ($p>0.05$) tra le stazioni interne ed esterne.

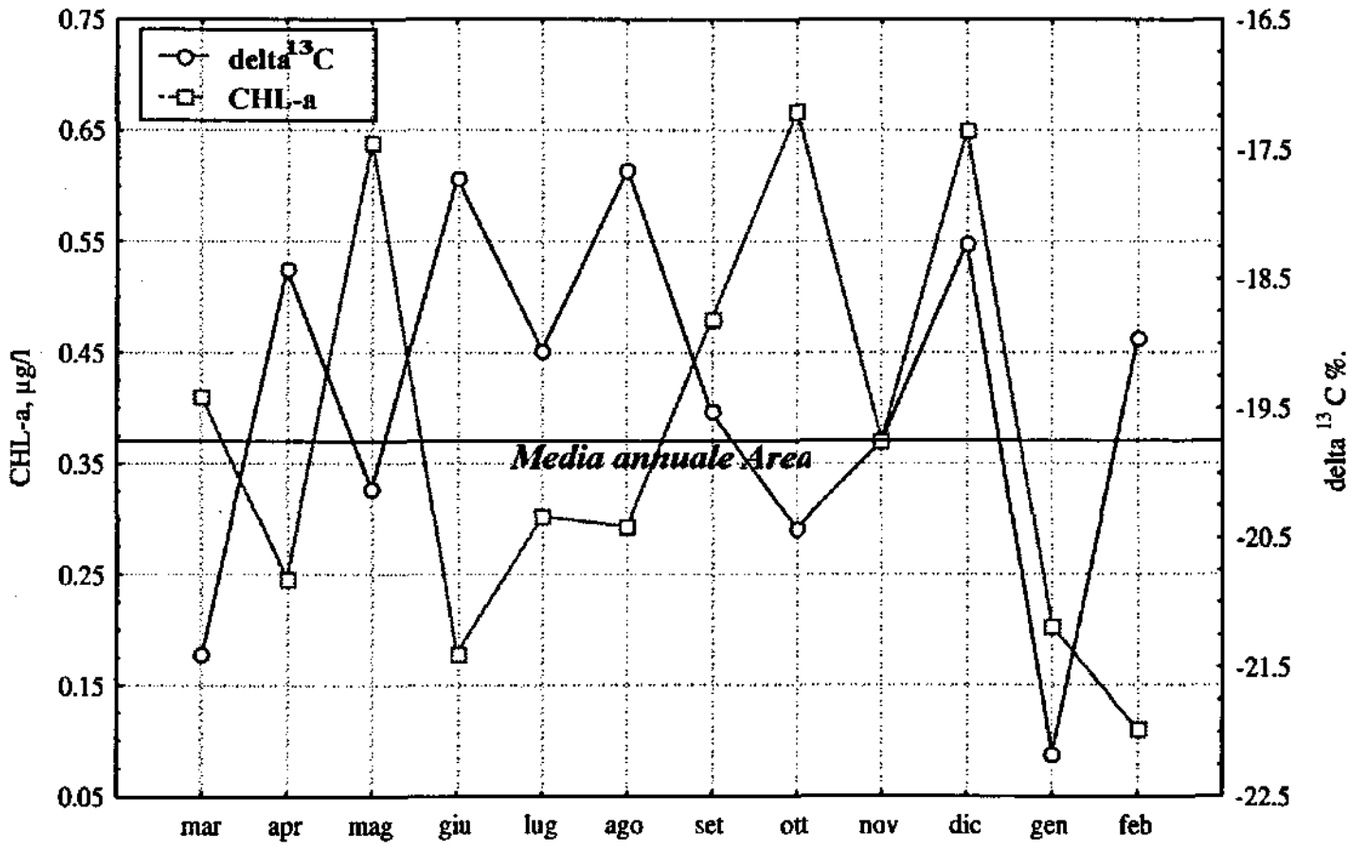


Fig. 2 - Andamento mensile del $\delta^{13}C_{POC}$ in confronto alla concentrazione di clorofilla-a sospesa.
Monthly trend of $\delta^{13}C_{POC}$ and chlorophyll-a in the suspended matter.

Il trend mensile del $\delta^{13}C$ (POC) (Fig. 2) evidenzia l'influenza del carbonio fitoplanctonico ($\delta^{13}C$ = -20/-21 ‰) in maggio ed ottobre. Inoltre si riscontra l'incidenza del carbonio microfitobentonico in dicembre e di carbonio macroalgale in aprile; in giugno e agosto il POC risente di un prevalente contributo di carbonio macroalgale con una probabile tendenza alla vascolarizzazione (cfr. Fig. 1). I valori di $\delta^{13}C$ mostrano differenze significative ($F_{(3,44)} = 9.67$; $p<0.05$) nella composizione isotopica tra le stazioni (Fig. 3) interne ed esterne. In particolare il POC nelle

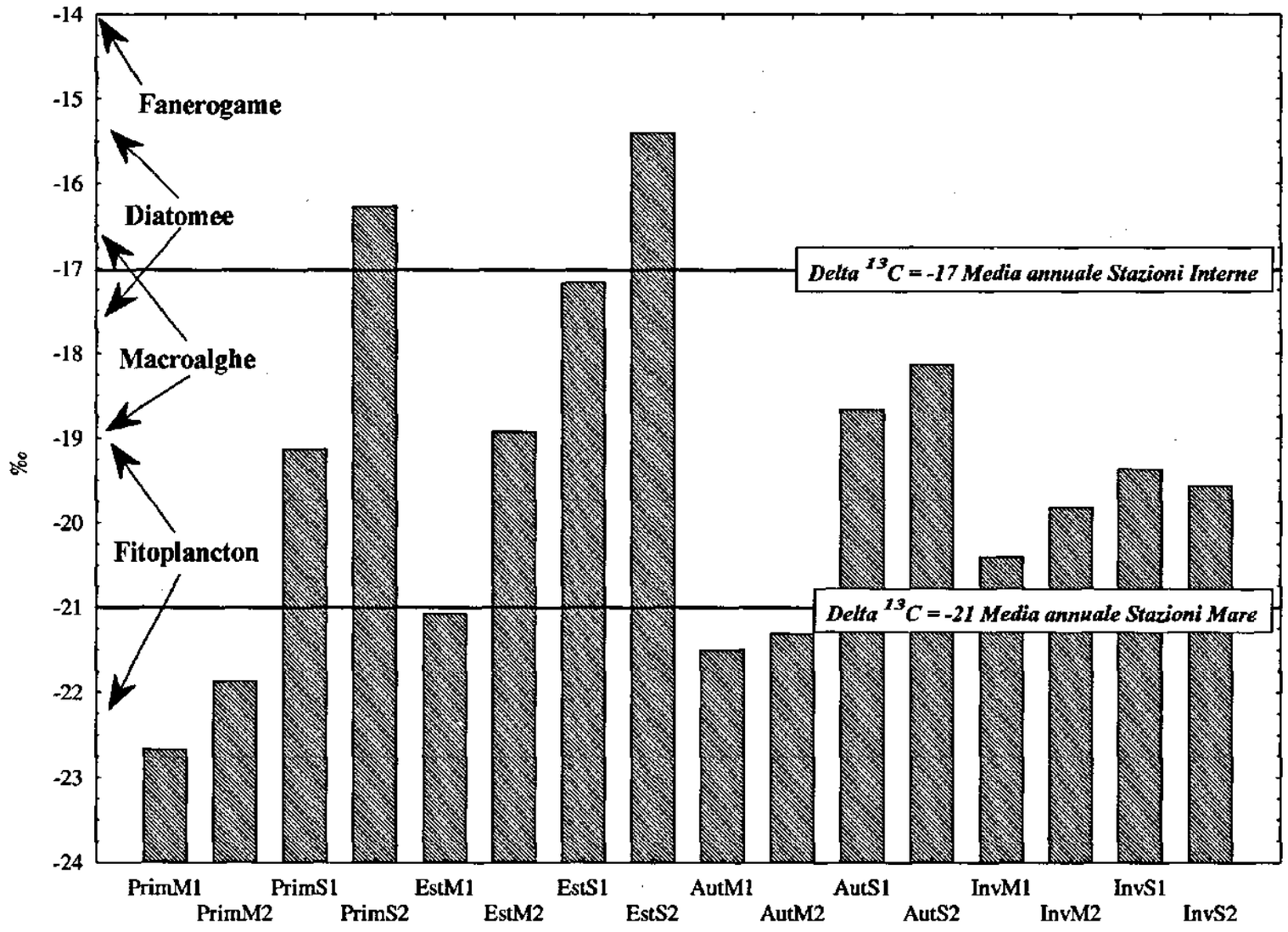


Fig. 3 - Pattern spaziale (M_n = stazioni controllo a mare; S_n = stazioni interne)e stagionale del $\delta^{13}C_{POC}$. Si indicano i valori di composizione isotopica delle più importanti tra le sorgenti di materia organica negli ambienti costieri.

Spatial (M_n = sea; S_n = lagoon)and seasonal pattern of $\delta^{13}C_{POC}$. Are reported the values of carbon isotopic composition of the most important sources of suspended organic matter in shallow coastal environment.

stazioni interne sembra essere costituito prevalentemente da carbonio macroalgale e microfitobentonico con evidente tendenza alla vascolarizzazione (carbonio da fanerogame). Le stazioni marine sembrano condizionate da apporti di carbonio di origine fitoplanctonica anche se nella stazione M2 è evidente l'influenza delle acque provenienti dalla laguna.

Bibliografia

FRY B. (1984) - $^{13}C/^{12}C$ ratios and the trophic importance of algae in Florida *Syringodium filiforme* seagrasses meadows. *Marine Biology*, **79**: 11-19.

LORENZEN C. J., JEFFREY S. W. (1980) - Determination of chlorophyll and phaeopigments spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, **12**: 343-346.

MANN K. H. (1988) - Production and use of detritus in various freshwater, estuarine and coastal marine ecosystem. *Limnol. Oceanogr.*, **33**: 910-930.

PUSCEDDU A., SARÀ G., MAZZOLA A., FABIANO M. (1997) - Relationships between suspended and sediment organic matter in a semi-enclosed marine system: the Stagnone di Marsala (Western Sicily). *Water, Air and Sol Pollution*, **99**: 343-352.

SOKAL R. R., ROHLF F. J. (1981) - *Biometry*. W. H. Freeman & C., New York: 859 pp.

STRIKLAND J. D. H., PARSONS T. R. (1972) - A practical handbook of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Board Canada*, **167**: 310 pp.

TUFANO M. (1991) - Il Rapporto isotopico d^{13}C nello studio dell'ecosistema bentonico costiero (Mar Ligure). *Tesi Dottorale*, Univ. Genova: 134 pp.

UNDERWOOD A. J. (1997) - *Experiments in ecology. Their logical and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press: 504 pp.

Questa ricerca è stata finanziata dal MURST e dal MiPA.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 850-851

M.M. STORELLI, E. CECI, G.O. MARCOTRIGIANO

Istituto di Chimica, Facoltà di Medicina Veterinaria, Università di Bari,
strada prov.le per Casamassima Km 3 - 70010 Valenzano, Bari, Italia.

RESIDUI DI METALLI (Hg, Pb, Cd, Cr, Se) IN ORGANI E TESSUTI DI ALCUNE SPECIE DI DELFINI (*STENELLA COERULEOALBA, GRAMPUS GRISEUS* E *ZIPHIUS CAVIROSTRIS*)

METAL RESIDUES (Hg, Pb, Cd, Cr, Se) IN ORGANS AND TISSUES OF SOME DOLPHIN SPECIES (*STENELLA COERULEOALBA, GRAMPUS GRISEUS* AND *ZIPHIUS CAVIROSTRIS*)

Abstract

Hg, Pb, Cd, Cr and Se have been analysed in different organs and tissues of some dolphin species beached along Apulian coasts (South Adriatic Sea, Italy). Results indicate the highest levels of Hg and Se in the liver and of Cd in the kidney. As for Pb and Cr no concentration differences have been pointed out among the different tissues. In the liver the atomic ratio Hg/Se is about 1:1.

Key-words: metals, tissues, dolphins.

Introduzione

Nel 1991 un massiccio spiaggiamento di cetacei ha interessato le coste pugliesi. Tra i numerosi delfini spiaggiati, appartenenti soprattutto alla specie *S. coeruleoalba*, sono stati trovati due esemplari di *G. griseus* ed uno di *Z. cavirostris*. Obbiettivo della ricerca è stato quello di determinare la presenza di residui di Hg, Pb, Cd, Cr e Se in diversi tessuti ed organi di questi mammiferi marini per poter valutare eventuali differenze di accumulo, anche in funzione della specie.

Materiali e metodi

Dai 5 delfini di sesso femminile (*S. coeruleoalba,* lunghezza 207 e 213 cm; *G. griseus,* lunghezza 299 e 311 cm; *Z. cavirostris,* lunghezza 530 cm) spiaggiati lungo le coste pugliesi nel 1991, sono stati prelevati fegato, polmone, muscolo dorsale e rene. La determinazione quantitativa dei metalli è stata effettuata in spettrofotometria in A.A. (P.E. 5000) previa disgregazione della matrice organica (Ciusa *et al.*, 1984; G.U. n°125, 1978). In particolare Pb, Cr e Cd sono stati determinati per atomizzazione elettrica con fornetto a grafite (HGA 500 - P.E.) usando tubicini in grafite pirolitica con piattaforma di L'VOV, mentre l'Hg è stato determinato con la tecnica dei vapori freddi (Atomic Vapor Accessory Thermo Jarrel Ash Corp.) dopo riduzione con $SnCl_2$ e il Se come idruro volatile dopo riduzione con $NaBH_4$ (MHS-10, P.E.).

Risultati

Nell'ambito delle tre specie esaminate, le più alte concentrazioni di Hg e Se sono state rilevate nel fegato di *S. coeruleoalba* (Hg: v.m. 950.18 mg/Kg p.u.; Se: v.m. 410.13 mg/Kg p.u.) seguite dal *G. griseus* (Hg: v.m. 740.23 mg/Kg p.u.; Se: v.m. 189.80 mg/Kg p.u.); e dallo *Z. cavirostris* (Hg: v.m. 259.26 mg/Kg p.u.; Se: v.m. 110.61 mg/Kg p.u.). Per quanto concerne il Cd, invece, i livelli

più elevati sono stati riscontrati nel rene di *Z. cavirostris* (v.m. 27.39 mg/Kg p.u.) mentre nelle altre due specie i valori risultano inferiori e tra loro comparabili. Pb e Cr non presentano significative differenze di concentrazione tra le diverse specie (Tab. 1).

Tab. 1 - Valori medi (mg/Kg p.u.) di Hg, Pb, Cd, Cr e Se nei diversi organi e tessuti delle tre specie esaminate.
Mean values (mg/Kg p.u.) of Hg, Pb, Cd, Cr and Se in the different organs and tissues of the three examined species.

	N.esempl.	Hg	Se	Cd	Pb	Cr
POLMONE						
S. coeruleoalba	2	57.49	6.19	0.14	0.11	0.65
G. griseus	2	126.57	45.11	0.41	0.13	0.80
Z. cavirostris	1	31.80	12.21	0.85	N.D.	0.30
FEGATO						
S. coeruleoalba	2	950.18	410.13	7.13	0.46	0.55
G. griseus	2	740.23	189.80	7.21	0.36	0.34
Z. cavirostris	1	259.26	110.61	14.39	0.28	0.12
RENE						
S. coeruleoalba	2	26.06	5.78	11.29	0.17	0.54
G. griseus	2	40.71	16.51	11.61	0.11	0.29
Z. cavirostris	1	4.80	12.31	27.39	0.10	0.34
MUSCOLO DORSALE						
S. coeruleoalba	2	37.95	6.38	0.09	0.07	1.68
G. griseus	2	45.71	11.86	0.15	0.05	0.67
Z. cavirostris	1	9.68	2.71	0.14	0.07	0.19

Conclusioni

L'analisi dei dati ha evidenziato, indipendentemente dalle specie considerate, un maggior accumulo di Hg e Se nel fegato (Hg: v.m. 649.89 mg/Kg p.u.; Se: v.m. 236.85 mg/Kg p.u.) e di Cd nel rene (v.m. 16.76 mg/Kg p.u.) in accordo con quanto riportato in letteratura per analoghe specie (Augier et al., 1993). Inoltre, nel fegato dei delfini esaminati, come rilevato da altri Autori (Koeman *et al.*, 1973; Palmisano *et al.*, 1995), il rapporto atomico Hg/Se risulta di circa 1:1. Per Pb e Cr non sono state riscontrate notevoli differenze di concentrazione tra i diversi tessuti anche se si evidenzia un maggior accumulo di Pb (0.37 mg/Kg p.u.) nel fegato e di Cr (0.85 mg/Kg p.u.) nel muscolo.

Bibliografia

CIUSA W., GIACCIO E.M. (1984) - *Il problema degli oligoelementi nelle specie ittiche dei mari italiani*. Ed. Cacucci: 227.

GAZZETTA UFFICIALE n° 125 (1978): 3-8.

AUGIER H., PARK W., RONNEAU C. (1993) - Mercury contamination of the striped dolphin *Stenella coeruleoalba* Meyen from the French Mediterranean coasts. *Mar. Poll. Bull.*, **26** (6): 306-309.

KOEMAN J.H., PEETERS W., KOUDSTAAL-HOL C. (1973) - Mercury-Selenium correlation in marine mammals. *Nature*, **245**, October 19: 385-386.

PALMISANO F., CARDELLICCHIO N., ZAMBONIN P.G. (1995) - Speciation of mercury in dolphin liver: a two-stage mechanism for the demethylation accumulation process and role of selenium. *Mar. Environ. Res.*, **40**: 1-12.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 852-854

G. SUNSERI, S. CAMPAGNUOLO, L. CASTRIOTA

Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare (ICRAM - STS Palermo), Via E. Amari, 124 - 90139 Palermo, Italia.

DETERMINAZIONE CHIMICO-FISICA DELL'ATTIVITA' BATTERICA SU CAMPIONI DI SEDIMENTO MARINO PRELEVATI ATTORNO ALL'ISOLA DI USTICA

CHEMICAL-PHYSICAL DETERMINATION OF MICROBIAL ACTIVITY IN MARINE SEDIMENTS FROM USTICA ISLAND

Abstract

A simple and cheap method to evaluate microbial activity in marine sediments was tested in four stations in the Ustica island. The method deals with resazurin reduction by microbial ions transport chains. Microbial activity measured as cells number was 1,27 to 1,29x10^9 cell/g DW.

Key-words: resazurin, microbial activity, marine sediments, Ustica island, Mediterranean sea.

Introduzione

L'attività microbica è determinante ed estremamente indicativa per gran parte dei processi che avvengono nell'ambiente marino. All'interfaccia acqua di mare-sedimento, in particolare, si associano i cicli geochimici di molti elementi con i sistemi biologici, e maggiori sono i gradienti delle proprietà chimiche, fisiche e biologiche. I processi microbiologici che vi avvengono incorporano particelle in sospensione contenenti anche eventuali inquinanti conservativi costituendo il primo momento di immissione di elementi antropogenici nella catena trofica (Fabiano *et al.*, 1994).

L'attività batterica rappresenta quindi uno dei passaggi chiave nei flussi energetici di un ecosistema marino costiero (Velimirov, 1989) e la sua intensità è indice anche dell'ossigenazione e dipende dall'energia idrodinamica e deposizionale di quel particolare ambiente marino. Per questi motivi si è cercato di desumere il livello di attività batterica nei sedimenti marini dell'isola di Ustica con un metodo che associasse la precisione alla rapidità ed economia. Ci si è basati sulle capacità riduttive che hanno gli ioni idrogeno trasportati lungo la catena respiratoria dei microrganismi durante la loro attività metabolica (Christensen *et al.*, 1980).

Materiali e metodi

Nei mari circostanti l'isola di Ustica sono stati prelevati campioni di sedimento superficiale in quattro stazioni, a profondità comprese tra 100 e 200 m, mediante una benna a cucchiaio Shipeck. Da ogni campione si sono considerate due quantità note a cui è stata aggiunta una sostanza colorata facilmente riducibile, la resazurina.

Ad una sola delle due porzioni si è inoltre aggiunta un'aliquota di m-cresolo, un inibitore dell'attività enzimatica dei microrganismi (Liu, 1983). Dopo un'ora

di incubazione a 20 °C, e filtrazione, è stato letto l'assorbimento di ogni coppia di campioni allo spettrofotometro con l=600 nm, lunghezza d'onda alla quale la resazurina ha il massimo assorbimento.

Nel caso dei campioni senza m-cresolo, la lettura ha dato l'attività riduttiva totale dei sedimenti, che è dovuta alla somma delle riduzioni biologica e chimica della resazurina. La riduzione chimica è stata determinata dai campioni trattati con m-cresolo. Sottraendo l'attività chimica dall'attività totale è stato possibile calcolare l'attività microbica espressa come µg di resazurina ridotta/h/g di peso secco (Peroni e Rossi, 1986).

Risultati

Le differenze fra le letture spettrofotometriche delle due porzioni di ogni campione sono state confrontate con una retta di taratura calcolata sperimentalmente da Peroni e Rossi (1986), ottenendo la concentrazione di resazurina ridotta ad opera dell'attività batterica. I valori ottenuti sono risultati simili nelle quattro stazioni considerate e compresi tra 0,0103 e 0,0288 µg/h/g p.s. In base alla correlazione lineare tra la riduzione di resazurina e la concentrazione di cellule batteriche in sospensione (Peroni e Rossi, 1986), è stato possibile calcolare il numero di cellule batteriche nei campioni (Tab. 1).

Tab. 1 Attività batterica misurata nelle quattro stazioni considerate.
Microbial activity in the four stations considered.

stazioni	attività batterica cellule/g p.s.
1AB	$1{,}2724 \times 10^9$
2AB	$1{,}2748 \times 10^9$
3AB	$1{,}2909 \times 10^9$
4AB	$1{,}2871 \times 10^9$

Discussione e conclusione

La quantità di cellule batteriche è influenzata dalla granulometria dei sedimenti. Infatti un'attività microbica maggiore è caratteristica di sedimenti a granulometria fine comparati a sedimenti sabbiosi (Peroni e Rossi, 1986). Nel nostro studio abbiamo quindi scelto quattro stazioni con distribuzione granulometrica simile, espressa come percentuale in peso delle due componenti: sabbia e pelite. La densità dei microrganismi nei sedimenti marini varia da 10^8 a 10^{11} cell/g p.s. a seconda delle condizioni nutritive del sistema. Aumenta cioè oltre 10^{11} in ambienti ipernutritivi mentre scende sotto 10^8 se è presente un forte inquinamento tossico o se vi è scarso apporto nutritivo o di ossigeno (Gray *et al.*, 1984). Nei fondali marini investigati il valore di 10^9 ottenuto indica un'attività batterica caratteristica di un sistema marino ben equilibrato, non eutrofizzato e con apporto sostenuto di correnti ossigenanti. Inoltre non si avvertono distrofie dovute a forti carichi di inquinanti persistenti che potrebbero incidere significativamente sullo sviluppo della flora batterica.

Bibliografia

CHRISTENSEN J.P., OWENS T.G., DEVOL A.H., PACKARD T.T. (1980) - Respiration and physiological state in marine bacteria. *Mar. Biol.*, **55**: 267-276.

FABIANO M., DANOVARO R., MAGI E., MAZZUCOTELLI A. (1994) - Effects of heavy metals on benthic bacteria in coastal marine sediments: a field result. *Mar. Pollut. Bull.*, **28** (1): 18-23.

GRAY J.S., FIELD J.G., AZAM F., FENCHEL T., MEYER-REIL L.A., THINGSTAD F. (1984) - The role of free bacteria and bactivory. In: Fasham (ed.), *Flows of energy and materials in marine ecosystems*, Plenum: 707-723.

LIU D. (1983) - Resazurin reduction method for activated sludge process control. *Environmental Science and Technology*, **17**: 407-411.

PERONI C., ROSSI G. (1986) - Determination of microbial activity in marine sediments by resazurin reduction. *Chem. Ecol.*, **2**: 205-218.

VELIMIROV B. (1989) - Il ruolo dei batteri nei flussi di energia: un approccio ecosistemico. *Oebalia*, **15** (1) N.S.: 25-46.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 855-858

R. VACCARELLA

Laboratorio di Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) - 70123 Bari, Italia.

MISURA DELLA DIMENSIONE DELLE VONGOLE (*CHAMELEA GALLINA*) TRAMITE L'ANALISI DI IMMAGINI

LENGTH ESTIMATION OF BABY CLAM (*CHAMELEA GALLINA*) BY USING AN IMAGE ANALYSIS SYSTEM

Abstract

Surveys to estimate the biomass of baby clams in the southern Adriatic Sea were conduced since 1984. Due to the hand measurement of clam size, the final estimate results are usually obtained several months after each sampling, which is a main drawback of this method. This paper reports biomass estimates obtained by the analysis of photographic images of samples. This tecnique allows the assessment of biomass indexes in a much shorter time than the traditional method.

Key-words: IAS, length structure, *Chamelea gallina.*

Introduzione

Per ottenere una stima degli indici di biomassa delle vongole, *Chamelea gallina* (L.), abbiamo condotto surveys annuali, dal 1984 ad oggi, lungo le coste del Basso Adriatico. Data la complessità delle indagini, dovuta al gran numero di campioni da esaminare, i risultati delle indagini erano disponibili solo dopo qualche mese dal termine delle campagne di pesca sperimentale. In alcuni casi accadeva che, nel frattempo, la situazione osservata fosse radicalmente mutata.

Infatti la metodica utilizzata negli anni precedenti al 1997 prevedeva la raccolta di campioni con draga idraulica (bivalvi e fauna associata) e la loro conservazione mediante congelamento.

Dopo lo smistamento dei campioni si procedeva alla misurazione della lunghezza massima delle conchiglie di *C. gallina* mediante l'impiego di un calibro, approssimando il dato rilevato al millimetro inferiore.

Infine applicando alle frequenze di taglia l'equazione predittiva della relazione taglia-peso, si otteneva il peso di ciascun campione, indipendentemente dal tempo o dalla tecnica di conservazione (Vaccarella *et al.*, 1996).

Piccinetti (com. pers.), allo scopo di ridurre sensibilmente i tempi necessari allo svolgimento delle indagini, ha eseguito in laboratorio riprese di campioni di vongole, mediante telecamera, sottoponendole a tecniche di analisi di immagine.

Tali tecniche più comunemente applicate in campo microscopico sono state applicate per ottenere parametri biometrici anche su organismi vitali (Perkins e Lester, 1990; Ballard e Brown, 1982).

Nel nostro caso abbiamo cercato di ridurre ulteriormente i tempi, utilizzando apparecchi fotografici ed operando direttamente sul campo.

Materiali e metodi

Campioni di molluschi bivalvi, di diverse specie, sono stati fotografati sia a bordo di imbarcazioni professionali, durante le operazioni di pesca di *Chamelea gallina*, specie a cui è rivolto il nostro principale interesse, sia in laboratorio.

Sono stati utilizzati apparecchi fotografici con obiettivi di diversa lunghezza focale ed in diverse condizioni di illuminazione; alcune prove sono state eseguite con apparecchi fotografici digitali.

Le foto riprodotte su stampa, sono state acquisite mediante scanner e tutte le immagini digitalizzate sono state elaborate con il programma di analisi di immagine GLOBAL.LAB IMAGE 2.10 (Data Translation, inc. & Automatix, inc.)

I dati ottenuti sono stati trasferiti su foglio elettronico EXCEL 7.0 (Microsoft) tramite l'applicazione DDE (Data Dinamic Exchange) ed elaborate attraverso istruzioni macro appositamente create.

Risultati

Sono state esaminate circa 500 foto ottenute, come detto, con tecniche e materiali differenti, su alcune specie di bivalvi, al fine di valutare i risultati anche in relazione alla diversa morfologia dei soggetti.

In Fig. 1 è riportato un esempio dei primi risultati ottenuti utilizzando un obiettivo grandangolare da 28 mm. Nel grafico vengono confrontate le distribuzioni di frequenze di taglia, ottenute sia misurando il campione mediante calibro decimale sia analizzando l'immagine fotografica dello stesso.

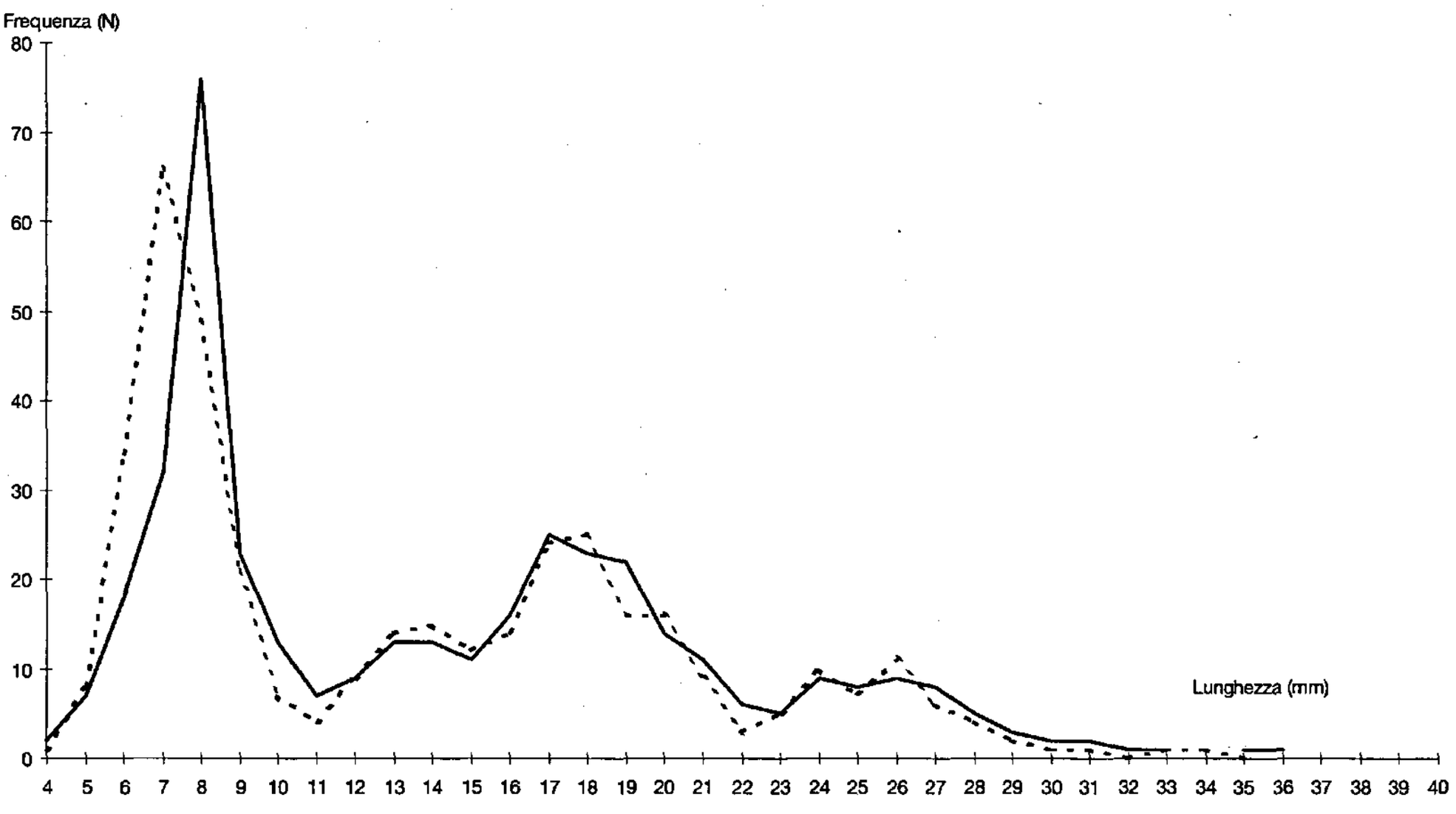


Fig. 1 - Confronto fra le distribuzioni di taglia di *Chamelea gallina* con due metodi differenti. Linea intera: videoanalisi; linea tratteggiata: misurazione manuale.
Comparison between the size distributions of *Chamelea gallina* by two different methods. Plain line: video-analysis; broken line: hand measurement.

In questo caso il campione era costituito da 396 esemplari di vongole, con taglia compresa fra 4 e 34 mm, e l'area ripresa, dalla distanza di 1 metro, era di 30X40 cm.

Possiamo osservare che pur presentando un andamento simile, i due grafici si discostano in alcuni punti. In questo caso, la moda indicata dalla videoanalisi

si sposta dai 7 agli 8 mm e vengono rilevati due esemplari di taglia superiore ai 34 mm. Le differenze sono da attribuire sia alla distorsione dell'obiettivo utilizzato sia ad una errata illuminazione. Tuttavia, essendo il nostro interesse rivolto unicamente alla stima dell'indice di biomassa, applicando le equazioni predittive della relazione taglia-peso alle due distribuzioni di frequenza, i risultati indicano, per l'analisi dell'immagine, un incremento del valore del peso complessivo del campione del 12,25%.

Con l'impiego di obiettivi, con focali più lunghe, i risultati migliorano sensibilmente. Queste ottiche risultano indispensabili nel caso in cui il corpo del mollusco sia particolarmente spesso. E' il caso di *Mytilus galloprovincialis* (Lam.); in questo secondo esempio, a causa della bombatura della conchiglia, siamo stati costretti ad utilizzare una sola valva. Quindi il campione era costituito da n° 40 valve destre, distribuite casualmente sul campo di ripresa. Le foto sono state eseguite con tele da 70 mm. La differenza tra i valori del peso complessivo relativo ai dati di lunghezza rilevati rispettivamente con calibro decimale (40,8 grammi) e video analisi (40,4 grammi) risulta inferiore al 5%.

Discussione e conclusioni

Poichè la conchiglia di *C. gallina* può essere considerata, dal punto di vista fotografico, un soggetto a difficoltà intermedia, le prove eseguite hanno interessato anche specie le cui conchiglie presentavano difficoltà differenti alla ripresa fotografica.

I risultati indicano che esemplari di specie con spessore del corpo contenuto quali *Donax trunculus*, *Ensis siliqua* e *C. gallina* possono essere ripresi con la conchiglia intera mentre, per gli esemplari più "bombati", la conchiglia deve essere necessariamente suddivisa nelle due valve.

Il problema principale risulta quello di poter racchiudere nella foto una superficie tale da comprendere anche campioni ad elevata densità senza peraltro che l'immagine dei soggetti prossimi ai bordi del campo risulti deformata. Gli obiettivi a lunga focale mantengono, in limiti accettabili, la deformazione dell'immagine, ma allo stesso tempo, riducono il campo di ripresa.

Per quanto riguarda *C. gallina* e, in particolare la dimensione dei campioni provenienti dai surveys, le prove condotte hanno consentito di stabilire che gli obiettivi più idonei risultano i teleobiettivi medi, 70-80 mm, sino a 100 mm o, in casi particolari, gli obiettivi macro da 50 e 100 mm.

Questi consentono di coprire, da distanze diverse, un campo di ripresa di 30 x40 cm; naturalmente in caso di campioni ad elevata densità si è costretti ad eseguire più foto. L'immagine deve essere retroilluminata, con luminosità distribuita uniformemente e mantenuta ad un livello tale da consentire la corretta definizione del margine della conchiglia di tutti gli esemplari inquadrati.

Tuttavia l'impiego di apparecchi fotografici digitali, la cui risoluzione è particolarmente elevata, consente di ottenere risultati migliori grazie all'eliminazione di passaggi intermedi quali sviluppo, stampa ed acquisizione dell'immagine. Inoltre questi apparecchi offrono anche la possibilità di poter ottenere un'elaborazione dell'immagine in tempo reale, e di inviare le immagini, via modem, al centro di elaborazione cartografica, al fine da ottenere mappe sulla distribuzione e consistenza di banchi di *C. gallina* (Vaccarella e Paparella, 1998) o di altre specie di molluschi bivalvi.

I risultati ottenuti con queste tecniche, unitamente alla indispensabile professionalità degli equipaggi, indicano che è possibile disporre dei risultati delle campagne sperimentali in tempi brevi, permettendo una più rapida valutazione delle risorse e quindi una più efficace azione nella gestione.

Bibliografia

BALLARD D.H., BROWN C.M. (1982) - *Computer vision*. Prentice Hall, Inc., Englewood Clifts, N.J.

PERKINS S.R., LESTER L.J. (1990) - A machine vision system for aquaculture genetics. *World aquacult.*, **21**: 63-65.

VACCARELLA R., PASTORELLI A.M., DE ZIO V., ROSITANI L., PAPARELLA P. (1996) - Valutazione della biomassa di molluschi bivalvi commerciabili presenti nel Golfo di Manfredonia. *Biol. Mar. Medit.* **3** (1): 237-241.

VACCARELLA R., PAPARELLA P. (1998) - Mappatura dei banchi di *Chamelea gallina* (L.) (Mollusca, Bivalvia) nei Compartimenti Marittimi di Termoli, Manfredonia e Molfetta: 1994-1995. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 646-650.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 859-863

*A. VAGLIO, G. PISCITELLI, G. BARONE

*Facoltà di Medicina Veterinaria - Università di Bari, Italia.
Dipartimento di Zoologia - Università di Bari - Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

NOTE DI BIOLOGIA DI *ATHERINA BOYERI* RISSO, 1810, (OSTEICHTHYES: ATHERINIDAE) DELLA LAGUNA DI LESINA (FG)

REPRODUCTIVE BIOLOGICAL NOTES OF THE SAND SMELT IN THE LESINA LAGOON (SOUTH-WESTERN ADRIATIC SEA, ITALY)

Abstract

The paper describes the population and the breeding season of the sand smelt, Atherina boyeri *Risso, 1810 living in the Lesina lagoon (Italy, south-western Adriatic Sea). The highest reproductive effort occurred in April and May. Larger fish started spawning earlier and stopped later, than smaller ones.*

Key-words: *Atherina boyeri*, breeding season, Lesina Lagoon.

Introduzione

Atherina boyeri Risso 1810, è una specie eurialina comune nelle acque costiere del Mediterraneo e nelle lagune salmastre di tipo meso-polialino, essa riesce ad acclimatarsi anche nelle acque dolci. I latterini sono pesci di modestissima dimensione, la loro taglia massima si aggira intorno ai 120 mm, caratteristici anche per la loro ampia variabilità morfologica (Kiener *et al.*, 1969). Gli adulti di entrambi i sessi presentano una sola gonade, la destra, l'ovario molto grande è avvolto da un peritoneo di colore nero.

Questa specie riveste un ruolo fondamentale nell'economia degli ambienti che colonizza, infatti è oggetto di pesca in alcune regioni del Mediterraneo ed in particolare nelle lagune Nord-Adriatiche (Boscolo, 1970). Scopo di questo lavoro è quello di apportare un contributo preliminare alle conoscenze del ciclo biologico e della struttura della popolazione di *Atherina boyeri* nella laguna di Lesina (Adriatico Meridionale, Italia).

Materiali e metodi

La laguna di Lesina è una laguna costiera situata a Nord del promontorio del Gargano (Puglia, Italia), estesa 5,100 ha e dalla profondità media di circa 0.80 m, è prospicente l'Adriatico sud-occidentale. In essa sono stati effettuati mediante un "bertovello" di 1.50 m di lunghezza, imboccatura di 0.50 m e luce di maglia di 10 mm campionamenti mensili di *Atherina boyeri,* da luglio 1994 a giugno 1995 che hanno consentito la cattura di individui a partire dalla lunghezza di 20 mm. L'attrezzo, collocato a dimora a profondità di 1.20 m circa in ore pomeridiane, veniva ritirato dopo circa 12 ore.

In totale sono stati campionati ed esaminati circa 1700 latterini. Subito dopo la cattura essi sono stati fissati in formalina al 4%. In laboratorio gli esemplari, misurati e suddivisi in classi di taglia di ampiezza di 10 mm di lunghezza standard (LS), sono stati pesati (con approssimazione al mg) e osservati ad uno

stereomicroscopio per rilevare la presenza di eventuali parassiti (Bello *et al.*, 1997).

Per meglio definire le caratteristiche del periodo riproduttivo del latterino in laguna, è stato calcolato e seguito durante il corso dei campionamenti l'indice gonadosomatico (RGS = peso gonadi/peso totale x 100) nei suoi due aspetti complementari, le variazioni mensili e quelle legate alla taglia.

Risultati

L'evoluzione delle frequenze percentuali in rapporto alla distribuzione in classi di taglia per l'insieme della popolazione di *Atherina boyeri* campionata nella laguna di Lesina, nella Fig. 1 mostra che le femmine raggiungono taglie maggiori rispetto a quelle dei maschi concordemente alle osservazioni effettuate da altri autori; la taglia media di esse però, misura 48.0 mm mentre quella dei maschi 40.8 mm di LS.

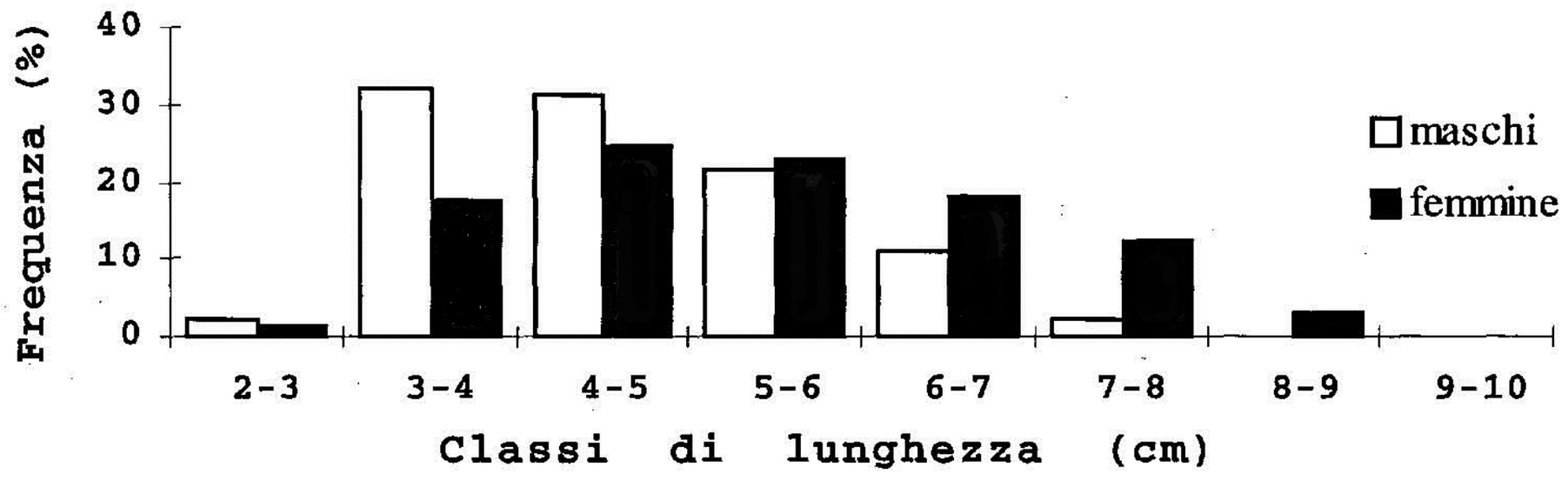


Fig. 1 - Distribuzione di frequenza per classi di lunghezza.
Lenght frequency distribution.

Nei 1671 individui campionati mensilmente nel periodo luglio 1994 – giugno 1995, il calcolo della sex ratio (M/F), cioè il rapporto numerico tra i sessi è risultato complessivamente pari a 0.6, indicando una prevalenza di femmine 61.9%, contro il 38.1% di maschi. Solo le prime due classi di taglia presentano una lieve dominanza di maschi mentre, poi, il rapporto si sposta in favore delle femmine (Fig. 2). In ogni caso, seppure con lievi differenze statisticamente non signi-

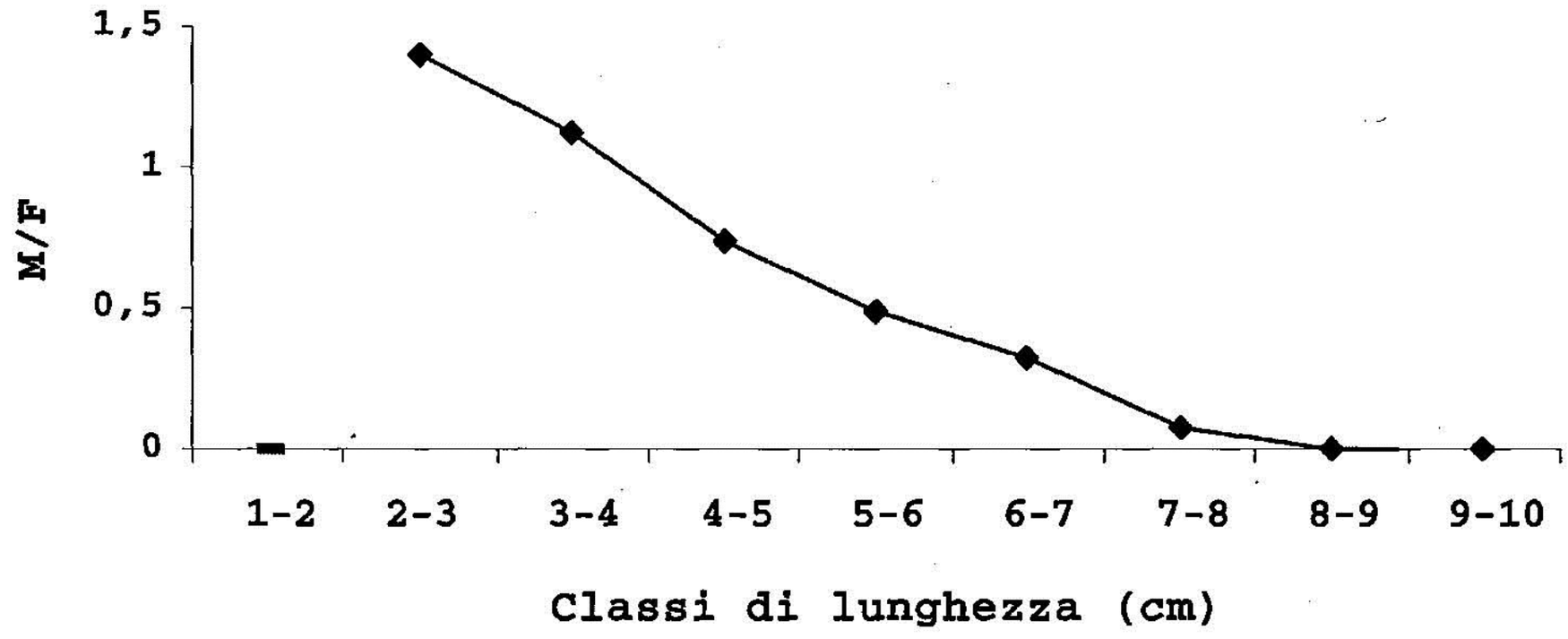


Fig. 2 - Sex-ratio in rapporto alla taglia.
Sex-ratio related to the size.

ficative, i nostri dati concordano in generale con le osservazioni degli altri autori citati, invece una più ampia variabilità caratterizza la taglia dei latterini in rapporto probabilmente alle varie modalità di crescita nella diversità degli ambienti che essi colonizzano.

In Figura 3 viene riportata la variazione della sex-ratio in relazione al periodo di campionamento.

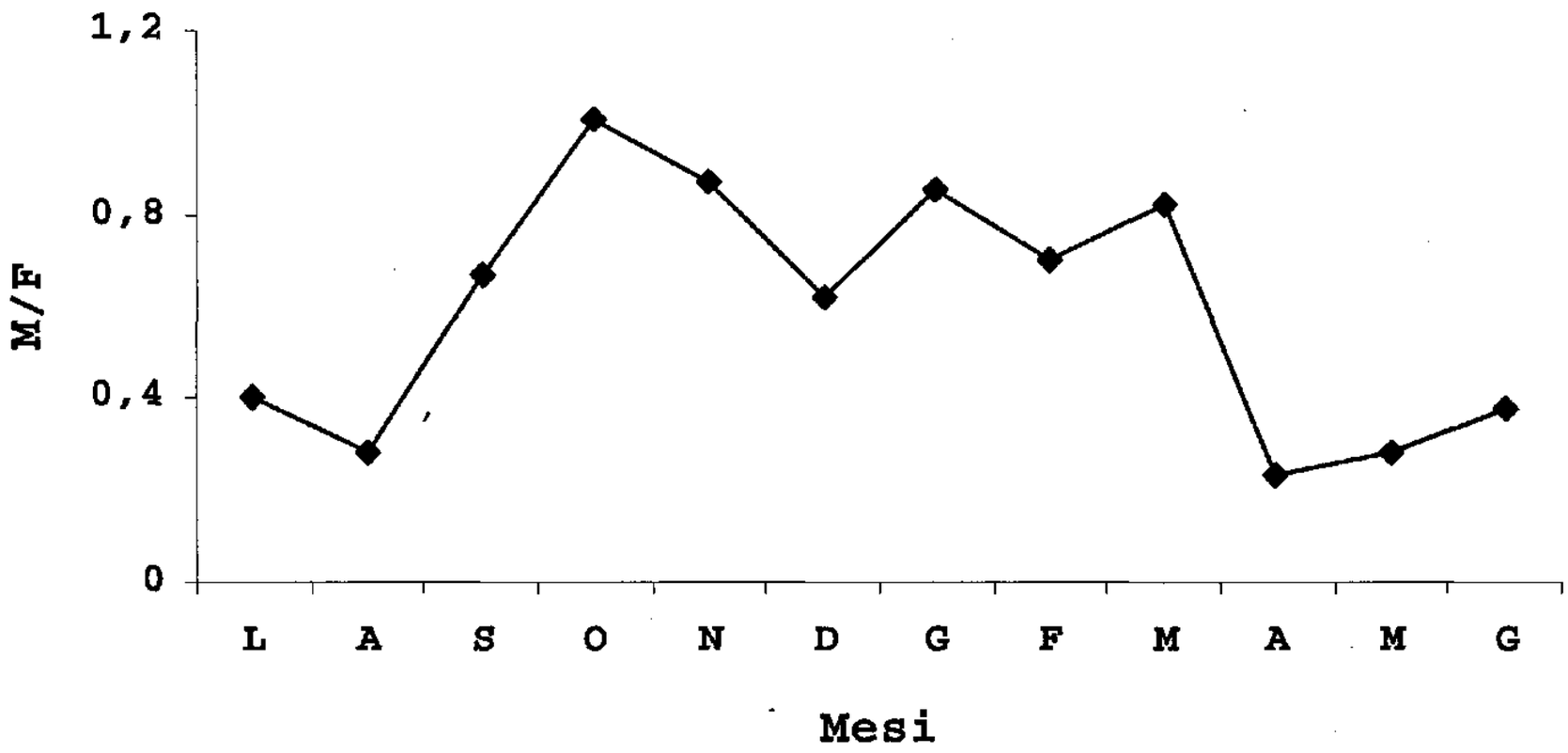


Fig. 3 - Sex ratio in rapporto al periodo di campionamento.
Sex-ratio related to the sampled period.

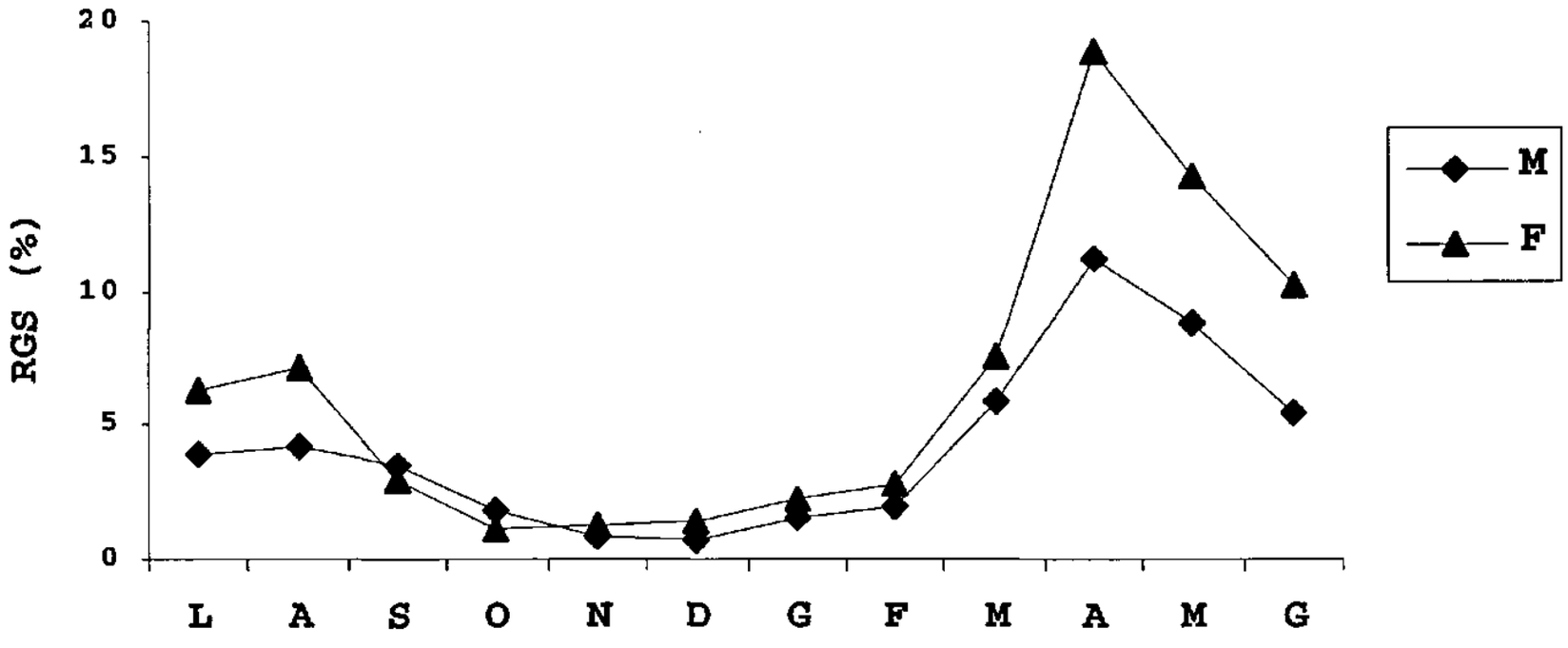


Fig. 4 - Variazione mensile dell'indice gonadosomatico.
Monthly variations of the gonadosomatic index.

L'evoluzione delle variazioni medie percentuali del RGS nel latterino, ha evidenziato una identica struttura ed evoluzione confrontabile negli individui dei due sessi.

Essa presenta un discreto incremento che va da febbraio a maggio, con un massimo in aprile (11.2% nei maschi, di contro un 18.8% nelle femmine) gradualmente poi la sua consistenza va riducendosi sino a settembre; valori

più modesti del RGS sono stati riscontrati per entrambi i sessi in dicembre con 0.7% per i maschi e 1.2% in novembre per le femmine.

In accordo con Tomasini *et al.* (1996), le variazioni del RGS in rapporto alle classi di taglia per il latterino della laguna di Lesina, riportate in fig. 5 e fig. 6 rispettivamente per femmine e maschi, descrivono una estesa stagione riproduttiva connessa probabilmente a meccanismi di deposizione continua a partire dalle taglie minime campionate.

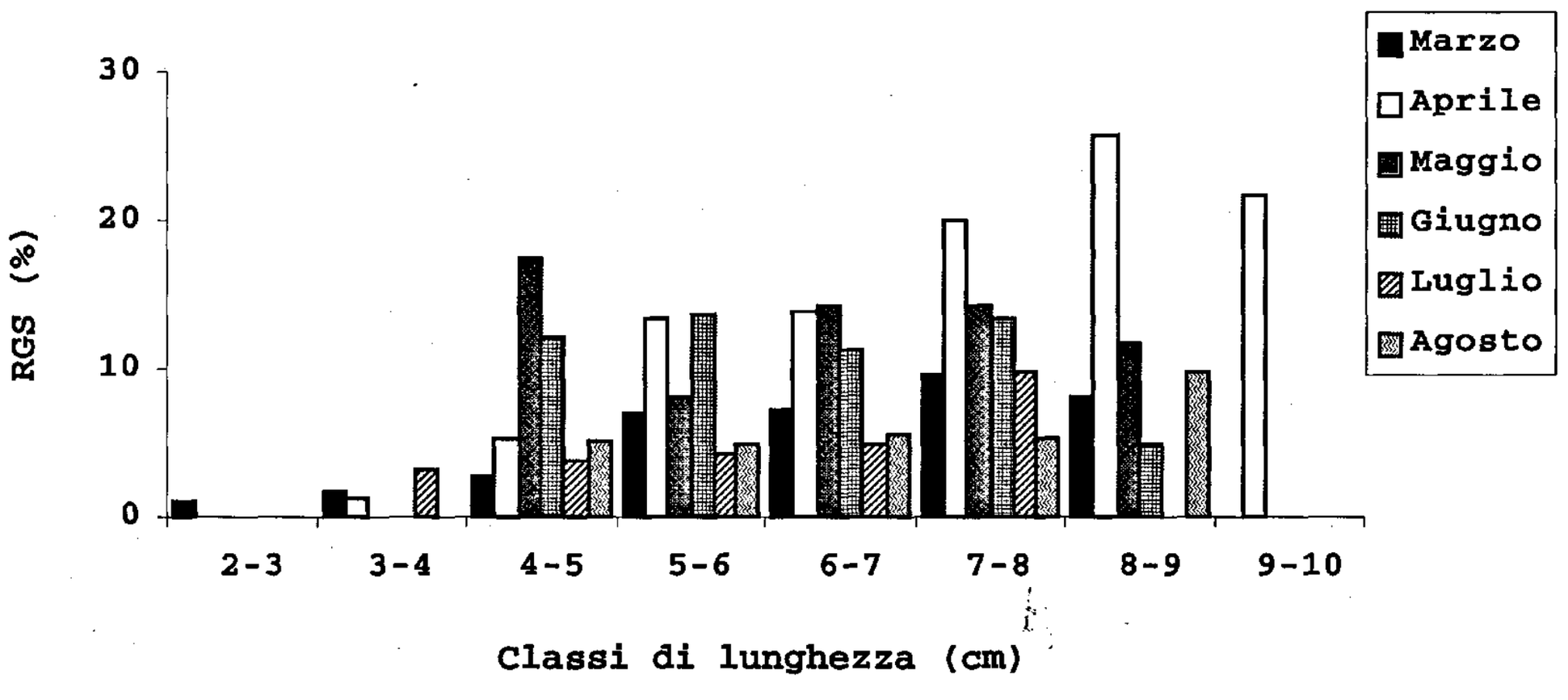


Fig. 5 – RGS medio per classi di lunghezza e periodo riproduttivo in femmine di latterino. Female mean gonadosomatic index in relation to the size-class and reproductive period.

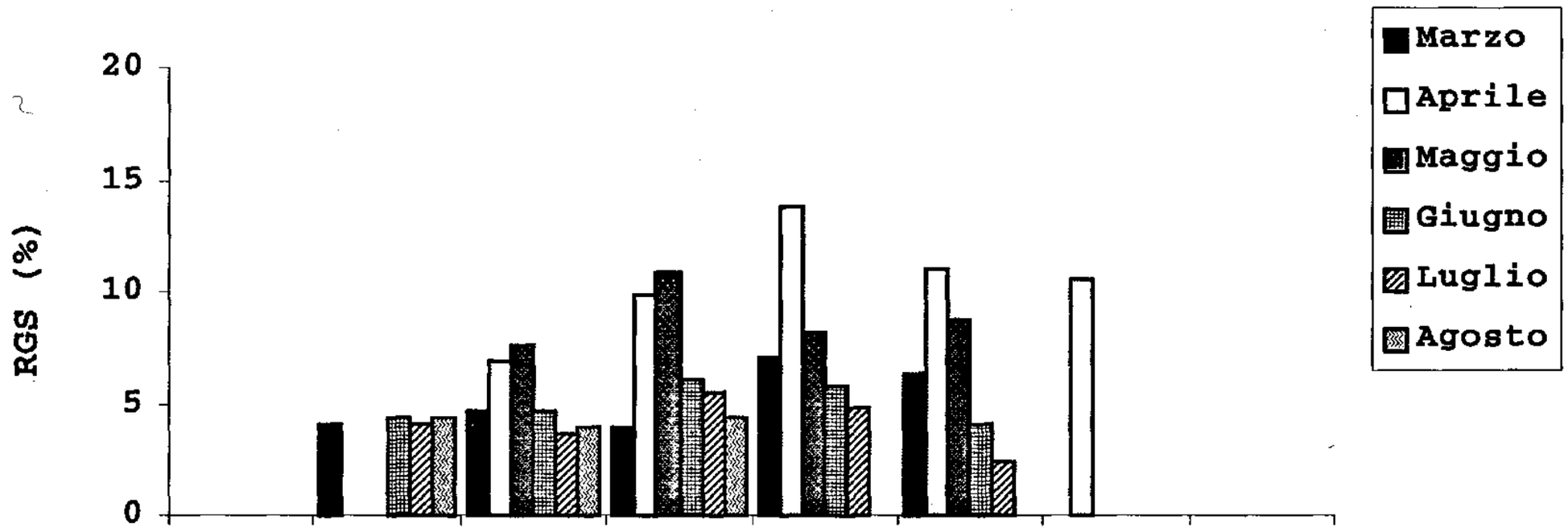


Fig. 6 - RGS medio per classi di taglia e periodo di riproduzione in maschi di latterino. Male mean gonadosomatic index in relation to the size-class and reproductive period.

Conclusioni

Atherina boyeri nella laguna di Lesina presenta taglie inferiori rispetto alla stessa specie presente nella Laguna di Venezia (Boscolo, 1970) e in generale nel Mediterraneo; Boscolo (1970) per la laguna veneta indica valori medi più elevati

e un range che sfiora i 120 mm di lunghezza alla furca, Kohler (1976) invece per la popolazione della laguna di Prévost indica valori medi di 70 mm circa e valori estremi di 90 mm , Castel *et al.* (1977) per gli stagni salmastri di Arcachon indicano valori medi di 70 mm di LT e Gon *et al.* (1983) per la laguna di Bardawil nel Sinai, valori medi di 63 mm di LS.

Il rapporto M/F di 0,6, diverso dal rapporto 1:1 riferito da Boscolo (1970) e Kohler (1974), potrebbe essere spiegato dalla selettività dell'attrezzo da pesca utilizzato, dalla mortalità dei maschi dopo la riproduzione o secondo Boscolo (1970) dalle preferenze batimetriche differenti dei maschi di *Atherina boyeri* in laguna veneta. Le lievi differenze riscontrate nella sex-ratio potrebbero attribuirsi più che alle diverse preferenze batimetriche dei maschi (Boscolo, 1970), verosimilmente almeno per la laguna di Lesina, alla selezione operata dall'attrezzo di pesca, che tratterrebbe le femmine perché di dimensioni maggiori oppure a diversi altri comportamenti, tra cui quelli alimentari (Castel *et al.,* 1977).

Nella laguna di Lesina, *Atherina boyeri* si riproduce da febbraio a giugno, pur tuttavia l'attività riproduttiva si estende sino a tutto ottobre. Già in aprile tutti gli individui di taglia compresa tra i 40 e i 100 mm partecipano attivamente alla riproduzione, le classi di taglia maggiore, cominciano a riprodursi prima di quelli di taglia più piccola e continuano a farlo sino alla fine dell'estate. In Atlantico ad Arcachon, il periodo di riproduzione è breve e precoce (dalla metà di Marzo a fine Aprile), mentre in alcune lagune della Francia meridionale (Tomasini *et al.,* 1996), l'estensione del periodo riproduttivo di *Atherina boyeri* è comparabile con quello della laguna di Lesina.

Vengono confermate le osservazioni sulla presenza dell'isopode cimotoide *Mothocya epimerica* Costa, parassita della camera branchiale dei latterini e l'indice di prevalenza del parassita durante il campionamento annuale mentre non è stata riscontrata presenza di endoparassiti (Bello *et al.,* 1997).

Bibliografia

BELLO G., VAGLIO A., PISCITELLI G. (1997) - The reproductive cycle of *Mothocya epimerica* (Isopoda: Cymothoidae) a parasite of the sand smelt, *Atherina boyeri* (Osteichtyes: Atherinidae), in the Lesina lagoon, Italy. *J. Nat. Hist.*, **31:** 1055-1066.

BOSCOLO L. (1970) - Osservazioni sulla biologia e sulla pesca dell'*Atherina boyeri* Risso 1810 (Osteichthyes, Atherinidae) vivente nelle acque dell'Alto Adriatico. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.,* **25**: 61-79.

CASTEL J., CASSIFOUR P., LABOURG P.-J. (1977) – Croissance et modifications du régime alimentaire d'un téléostéén mugiliforme: *Atherina boyeri* Risso, 1810 dans les étangs saumàtres du bassin d'Arcachon. *Vie Milieu*, **27** fasc. 3, sér. A: 385-410.

GON O., BEN-TUVIA A. (1983) – The biology of Boyer's sand smelt, *Atherina boyeri* Risso in the Bardawil Lagoon on the Mediterranean coast of Sinai. *J. Fish Biol.*, **22**: 537-547.

KIENER A., SPILLMANN C.J. (1969) - Contribution à l'étude systématique et écologique des Athérines des côtes françaises. *Mem. Mus. Natn. Hist. Nat.*, Paris, Sèr. A, Zool. **60**: 33-74.

KOHLER A. (1976) - Observations biologiques et biométriques sur Atherina boyeri Risso dans l'étangs du Prévost à Palavas (Hérault). *Vie Milieu,* **16** (1-a): 157-174.

TOMASINI J.A., COLLART D., QUIGNARD J.P. (1996) - Female reproductive biology of the sand smelt in brackish lagoons of southern France. *J. Fish Biol.,* **49**: 594-612.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 864-868

A. VOLIANI, A. ABELLA, R. AUTERI, R. SILVESTRI

A.R.P.A.T. - Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana,
Sezione Regionale G.E.A., Via dell'Ambrogiana, 2 - 57127 Livorno, Italia.

NOTA SUI PARAMETRI BIOLOGICI DI *MULLUS SURMULETUS* L., 1758 NELL'ARCIPELAGO TOSCANO

NOTE ON BIOLOGICAL PARAMETERS OF *MULLUS SURMULETUS* L., 1758 IN THE TUSCAN ARCHIPELAGO

Abstract

The growth of Mullus surmuletus *(Osteichthyes, Mullidae) has been analysed utilizing length distributions separated by sex. The results suggest a quite fast individual growth (females K=0.71, L_∞=32.2, t_0= -0.32; males K=0.69, L_∞=26.4 t_0=-0.47). Other biological information is given, such as the spawning season, in May and June, and the length at first maturity, corresponding to 15 cm for males and 18 cm for females.*

Key-words: *Mullus surmuletus*, body growth, Tuscan Archipelago, fishery.

Introduzione

Mullus surmuletus è una specie gregaria ad ampia distribuzione batimetrica che vive su fondali misti, generalmente con presenza di scoglio, sabbia e detrito organogeno. E' anche presente sui fondali mobili dove talvolta coabita con la triglia di fango (*M. barbatus*).

La specie, chiamata comunemente triglia di scoglio o triglia rossa, riveste una rilevante importanza commerciale in Toscana, dove gli esemplari di medie e grosse dimensioni raggiungono elevati prezzi di vendita al dettaglio, in genere da 30 a 40000 lire al kg. Nelle aree di pesca dell'Arcipelago Toscano viene pescata con le reti da posta fino ad oltre 50 metri di profondità, ma anche con le reti a strascico, in particolare con quelle attrezzate per la pesca sui fondi duri.

Le principali caratteristiche biologiche di questa specie sono state diffusamente studiate, ma le indicazioni emerse sono risultate spesso discordanti, suggerendo la necessità di ulteriori approfondimenti. Nel presente lavoro sono fornite alcune indicazioni biologiche sulla specie e, in particolare, viene analizzata per la prima volta la crescita della triglia di scoglio con il metodo della progressione delle classi modali partendo da distribuzioni di taglia separate per sesso.

Materiali e metodi

I dati utilizzati provengono da 14 campagne scientifiche di pesca a strascico (Auteri, 1996a) condotte nella parte settentrionale dell'Arcipelago Toscano, nel periodo compreso tra il 1990 e il 1996, e dallo sbarcato commerciale relativo al prelievo di reti da posta, tipo tramaglio, posizionate sui fondi duri della zona costiera; inoltre una parte del materiale analizzato (in genere gli esemplari di dimensioni minori) proviene dalle campagne di pesca a strascico al rossetto (Auteri, 1996b).

Di tutti gli esemplari raccolti (3530) è stata misurata la lunghezza totale al

mezzo cm inferiore, mentre il peso, al decimo di grammo, è stato rilevato su un campione di 635 individui; dei 1658 esemplari catturati dallo strascico è stato determinato il sesso e il grado di maturità delle gonadi.

Le distribuzioni di taglia separate per sesso sono servite, mediante il programma MULTIFAN (Fournier *et al.*, 1990), per stimare i parametri della curva di crescita secondo il classico modello di von Bertalanffy. Le distribuzioni di frequenza delle lunghezze sono state inoltre cumulate, senza distinguere sesso e periodo di campionamento, per confrontare la struttura - considerata quindi rappresentativa - delle catture effettuate con lo strascico e con il tramaglio, attrezzi caratterizzati rispettivamente da maglie al sacco di 38 mm e da maglie del panno intermedio di 42 mm.

Risultati

La specie è stata rinvenuta fino a 544 metri di profondità. Nell'insieme, la relazione lunghezza-peso non ha mostrato differenze significative tra i due sessi ed è risultata la seguente:

$$P = 0.0134 * L^{2.978} \qquad R^2 = 0.994$$

Le distribuzioni di taglia, accorpate in 4 periodi dell'anno e ad intervalli di 2 cm, sono riportate in Tabella 1. L'analisi dell'accrescimento individuale ha indicato che *M. surmuletus* presenta un tasso di crescita decisamente veloce e che le femmine raggiungono dimensioni maggiori dei maschi, come per la triglia di fango. I parametri ottenuti sono i seguenti:

femmine	$K = 0.71$	$L_\infty = 32.2$	$t_0 = -0.32$
maschi	$K = 0.69$	$L_\infty = 26.4$	$t_0 = -0.47$

Il periodo in cui sono stati campionati esemplari di *M. surmuletus* con le gonadi in avanzato stadio di maturazione è risultato compreso tra maggio e giugno, a conferma delle precedenti indicazioni di Gharbi e Ktari (1981b) e N'Da e Déniel

Tab. 1 - Distribuzioni di taglia di *Mullus surmuletus.*
Length distributions of *Mullus surmuletus*

FEMMINE					MASCHI				
L.T.	giu-lug	ago-set	nov-dic	apr-mag	L.T.	giu-lug	ago-set	nov-dic	apr-mag
5	42	3			5	42	3		
7	65	8			7	65	8		
9	118	17			9	118	16	1	
11	11	33	17		11	11	28	7	
13	1	18	73	1	13	3	12	60	2
15	1	2	177	6	15	24	1	86	36
17	10	0	90	12	17	41	4	93	62
19	11	2	41	19	19	25	17	65	32
21	11	3	26	9	21	12	9	23	7
23	8	4	17	13	23	2	0	5	6
25	2	2	3	3	25	2	1	1	1
27	1		1	1	27			1	
29	0		1		29				
31	3		2		31				
33	1				33				

(1993). In tale periodo si è tentato di stimare le taglie di prima maturità per i due sessi, risultata di 15 cm per i maschi e di 18 cm per le femmine, non dissimili rispetto alle indicazioni di Arnaldi (1990).

Appare inoltre possibile che esista una diversa distribuzione batimetrica degli individui in funzione della maturazione delle gonadi, in particolare per gli esemplari di sesso femminile. Infatti, anche se i dati disponibili non sono risultati sufficienti per avere riscontri certi, nel periodo riproduttivo la percentuale di femmine mature di lunghezza superiore alla taglia di prima maturità è risultata estremamente scarsa entro la batimetrica dei 50 metri (17%), mentre è aumentata fino al 90% tra 100 e 200 metri di profondità.

Dal confronto delle distribuzioni percentuali di taglia degli esemplari catturati con lo strascico e con il tramaglio (Fig. 1), risulta che lo strascico, con le reti abitualmente in uso nella pesca commerciale, è meno selettivo verso gli esemplari di piccole dimensioni. Del resto la taglia di prima cattura con lo stesso attrezzo per la triglia di fango è risultata di 9.3 cm (Voliani e Abella, in stampa) e le due specie hanno caratteristiche morfologiche molto simili; di conseguenza è probabile che anche la triglia di scoglio presenti una L50% molto prossima a tale valore.

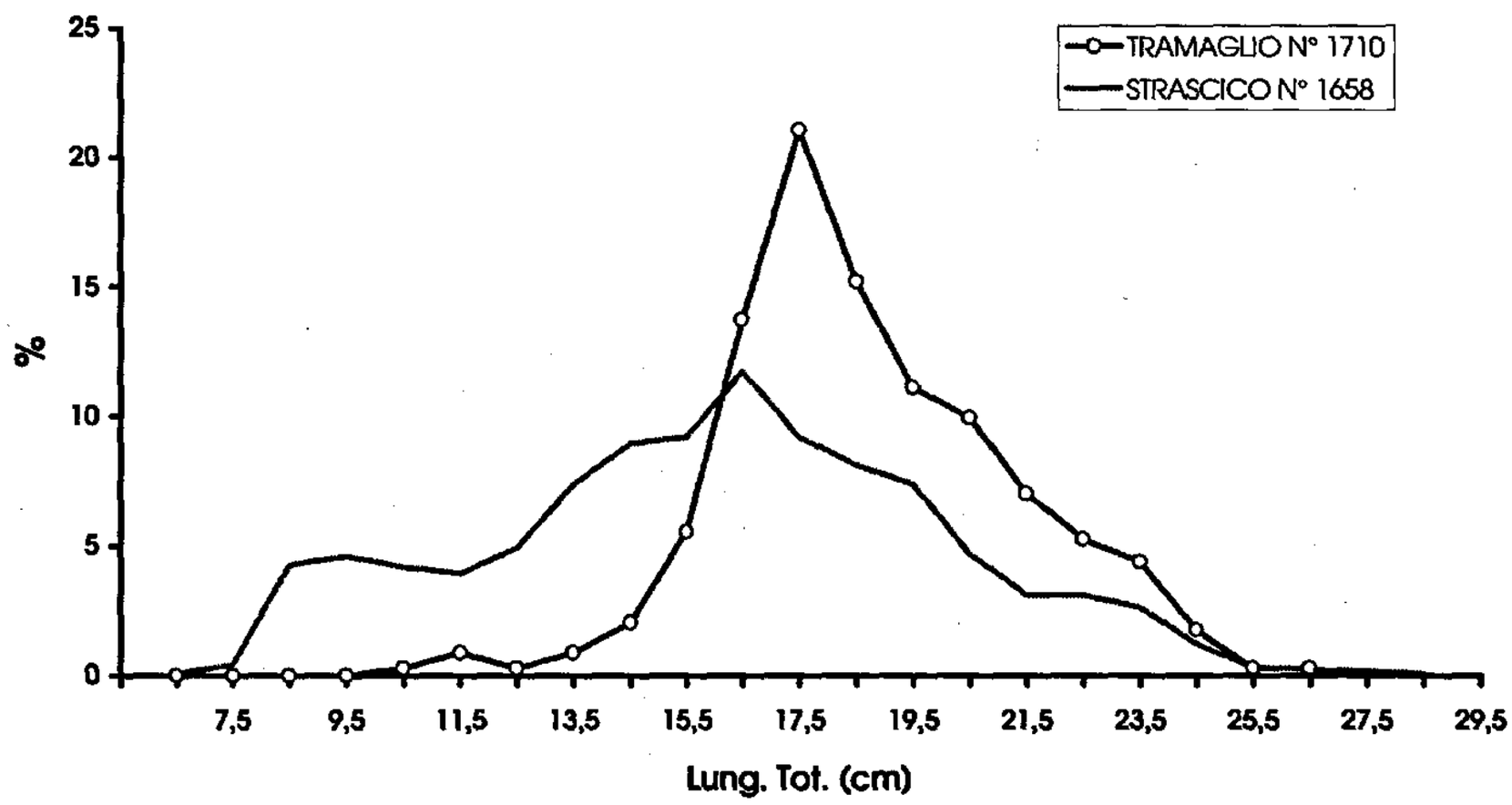


Fig. 1 - Struttura della cattura di *Mullus surmuletus* ottenuta con due diversi attrezzi da pesca. Size-structure of the catch of *Mullus surmuletus* obtained with two different gears.

Il tramaglio utilizzato nella piccola pesca costiera determina invece una selezione maggiore, con una taglia di prima cattura intorno a 16 cm, che solo parzialmente è da attribuire alla dimensione della maglia lievemente più ampia (42 mm di maglia stirata contro 38 mm dello strascico); è evidente infatti che l'azione di pesca dello strascico diminuisce la possibilità di fuga, attraverso le maglie, degli esemplari di piccole dimensioni, sia perchè la rete del sacco spesso risulta tesa e quindi più rigida e difficilmente modellabile al corpo del pesce, sia perchè essa è spesso ostruita da materiale di varia natura.

Discussione e conclusioni

Il numero di esemplari utilizzati per le elaborazioni sull'accrescimento individuale non è molto elevato e i risultati sono quindi da considerare attendibili limitatamente ai primi 2-3 anni di vita, essendo gli esemplari di età superiore scarsamente rappresentati. Tale struttura demografica della popolazione si ripete comunque anche nel pescato commerciale dove gli esemplari di età inferiore a tre anni sono largamente i più rappresentati; i parametri proposti illustrano quindi adeguatamente l'accrescimento della specie nel momento più importante riguardo alle implicazioni nella valutazione dello stato di sfruttamento. Non sembra comunque opportuno assegnare un significato biologico al parametro L_∞ così come è stato ottenuto; è infatti noto che la specie può raggiungere dimensioni superiori, fino a 40 cm secondo Tortonese (1975). Dal confronto delle taglie, corrispondenti ai primi tre anni di vita, che derivano dai parametri di crescita stimati dai diversi Autori, risulta che le opinioni circa l'accrescimento individuale di *M. surmuletus* sono molto contrastanti. Esso viene ritenuto molto lento da alcuni (Morales-Nin, 1991; Vassilopoulou e Papaconstantinou, 1992; Reñones *et al.*, 1995), piuttosto veloce da altri (Desbrosses, 1935) e intermedio da altri ancora (Gharbi e Ktari, 1981a; Andaloro e Prestipino Giarritta, 1985). Gli accrescimenti proposti nel presente lavoro sono risultati più rapidi rispetto a tutti gli Autori citati precedentemente, i quali del resto, hanno adottato per questo scopo metodologie diverse, come la lettura di otoliti o scaglie. Per quanto riguarda invece le altre indicazioni biologiche fornite, esse concordano con quanto già riportato in bibliografia. Appare inoltre opportuno approfondire gli aspetti legati al diverso tipo di prelievo professionale operato dai due attrezzi su questa specie.

Bibliografia

ANDALORO F., PRESTIPINO GIARRITTA S. (1985) - Contribution to the knowledge of the age and growth of the striped mullet, *M. barbatus* and red mullet, *M. surmuletus*, in the Sicilian Channel. *FAO, Rapp. Peches*, **336**: 89-92.

ARNALDI D. (1990) - Osservazioni sulla riproduzione di *Mullus surmuletus* (L. 1758) del Mar Ligure. *Oebalia*, Suppl., **16** (2): 571-573.

AUTERI R. (1996a) - Valutazione delle risorse demersali dalla foce del Magra all'Isola d'Elba. Unità Operativa T2. Relazione finale periodo 1994-1996. MRAAF: 150 pp.

AUTERI R. (1996b) - Studio per l'individuazione di un sistema razionale per lo sfruttamento del rossetto nell'Alto Tirreno. Relazione finale periodo 1994-1996. MRAAF: 51 pp.

DESBROSSES P. (1935) - Contribution à la connaissance de la biologie du rouget barbet en Atlantique Nord (III). *M. barbatus* (Rond) *surmuletus* (Fage). Mode septentrional Fage, *Rev. Trav. Off. Pech. Marit.*, **8** (4): 351-376.

FOURNIER D.A., SIBERT J.R., MAJKOWSI J., HAMPTON J. (1990) - MULTIFAN a likelihood-based method for estimating growth parameters and age composition for multiple length frequency data sets illustrated using data for southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47**: 301-317.

GHARBY H., KTARI M.H. (1981a) - Croissance des rougets en Tunisie. *Bull. Inst. natn. scient. tech. Océanogr. Péche Salammbò*, **8**: 5-40.

GHARBY H., KTARI M.H. (1981b) - Biologie de *Mullus barbatus* Linnaeus, 1758 et *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 (Poissons, Téléostéens, Mullidés) des côtes tunisiennes, taille et age de première maturité sexuelle, cycle sexuel et coefficient de condition. *Bull. Inst. natn. scient. tech. Océanogr. Péche Salammbò*, **8**: 41-51.

MORALES-NIN B. (1991) - Parámetros biológicos del salmonete de roca *Mullus surmuletus* (L. 1758), en Mallorca. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, **7** (2): 139-147.

N'DA K., DÉNIEL C. (1993) - Sexual cycle and seasonal changes in the ovary of the red mullet, *Mullus surmuletus*, from the southern coast of Brittany. *Journal of Fish Biology*, **43**: 229-244.

REÑONES O., MASSUTI E., MORALES-NIN B. (1995) - Life history of the red mullet *Mullus surmuletus* from the bottom-trawl fishery off the Island of Majorca (north-west Mediterranean). *Mar. Biol.*, **123**: 411-419.

TORTONESE E. (1975) - *Fauna d'Italia. Osteichthyes. Vol. XI.* Ed. Calderini, Bologna: 636 p.

VASSILOPOULOU V., PAPACONSTANTINOU C. (1992) - Preliminary biological data of the striped mullet (*Mullus surmuletus*) in the Aegean Sea. *FAO Fish. Rep.*, **477**: 85-95.

VOLIANI A., ABELLA A. (in stampa) - Stime di selettività su *Mullus barbatus* con diverse metodologie e alcune considerazioni sulla loro validità. Presentato al Seminario Nazionale sull'intercalibrazione e la selettività. Bari, 8-9 aprile 1997.

Biol. Mar. Medit. (1998), 5 (1): 869-873

G. ZACCHI

Direzione Generale Pesca e Acquacoltura, Ministero Politiche Agricole,
Viale dell'Arte, 16 - 00144 Roma, Italia.

ANALISI STATISTICA NEL DOMINIO FREQUENZIALE DELLE RELAZIONI TRA LE SERIE STORICHE DEL PESCATO

FREQUENCY-DOMAIN ANALYSIS OF THE RELATIONSHIPS AMONG TIME SERIES DATA OF FISHERY PRODUCTION

Abstract

Spectral analysis is a fundamental tool used to investigate also the importance of cyclical and trend components in time series. This work summarizes some of the basic concepts of such analysis and it shows the first results concerning the estimated linear relationships among seasonal frequencies of ten time series data of fishery production.

Key-words: frequency-domain analysis, spectrum, gain, coherence, phase.

Introduzione

L'analisi statistica moderna delle serie storiche si basa sulla teoria dei processi aleatori stazionari. Può essere condotta sia nel dominio temporale (studio delle funzioni di autocovarianza e di autocorrelazione) e sia nel dominio frequenziale (analisi spettrale - si vedano, ad esempio, Battaglia, 1995; Chatfield, 1996; Granger, 1964; Piccolo, 1990; Wei, 1990).

Se, come spesso accade, le serie originarie non sono stazionarie si ricorre ad opportune trasformazioni e/o filtraggi. Le serie ottenute vengono, quindi, trattate come parti finite e misurabili di realizzazioni di processi stocastici stazionari, definibili attraverso conosciuti modelli rappresentativi ed esprimibili, tramite l'analisi di Fourier, come il risultato della sovrapposizione di componenti periodiche aventi ampiezza e fase aleatorie ed incorrelate tra loro.

Finalità del lavoro è quella di proporre l'analisi spettrale per lo studio dei cicli (ossia delle alternanze, caratterizzate da un massimo e da un minimo assoluti) delle serie storiche sul pescato.

Materiali e metodi

I fondamentali strumenti utilizzati nell'analisi spettrale univariata e bivariata (si vedano, ad esempio, Granger (1964) o Wei (1990)) sono:

– la anti trasformata di Fourier di un processo stocastico stazionario;

– la funzione di densità spettrale del processo, ossia la trasformata di Fourier della funzione di autocovarianza dello stesso processo; i picchi osservati nella funzione di densità spettrale denotano quali sono le periodicità maggiormente rilevanti ai fini della spiegazione della variabilità complessiva del fenomeno; ad esempio, le serie storiche con accentuata stagionalità presentano spettri con ripetuti picchi ad alte ed equispaziate frequenze angolari mentre l'eventuale esistenza di cicli di lunghezza superiore all'anno viene evidenziata o meno dalla presenza nello spettro di picchi alle basse frequenze;

– la funzione di densità spettrale incrociata tra 2 processi aleatori stazionari, cioè la trasformata di Fourier della funzione di covarianza incrociata tra i due processi aleatori.

Dall'analisi della funzione di densità incrociata, analogamente allo studio condotto nel dominio temporale, si possono studiare le relazioni lineari tra le componenti di uguale frequenza di due serie stazionarie, ossia: a) il modulo del coefficiente di regressione di una serie rispetto all'altra, detto guadagno del sistema; b) la coerenza, ovvero il coefficiente di correlazione lineare tra le 2 serie; valori del quadrato della coerenza vicini ad 1 od a 0 indicano, rispettivamente, forte e debole relazione lineare tra gli stessi cicli dei due processi; c) la fase, pari al valore medio della differenza tra le fasi delle due serie, che consente di valutare, in corrispondenza di valori elevati della coerenza, il ritardo, l'anticipo o la coincidenza del ciclo di una serie rispetto al medesimo ciclo dell'altra serie.

Come applicazione pratica nell'ambito della pesca, sono stati analizzati i cicli annuali relativi a serie storiche della produzione mensile di 10 importanti specie ittiche commercializzate presso il mercato di Chioggia (Venezia) tra il 1945 ed il 1995. Lo studio è stato condotto sulle trasformate logaritmiche non destagionalizzate delle serie originarie (il cui andamento è sintetizzato nei grafici di Fig.1) con il supporto del software RATS.

Risultati

Si riportano, in Tab. 1, due matrici simmetriche contenenti stime, rispettivamente, del quadrato della coerenza (indicato con $K^2(\omega)$, ove ω è la frequenza corrispondente al ciclo di 12 mesi) e del ritardo (espresso in mesi) tra i suddetti cicli annuali. Le stime di $K^2(\omega)$ (matrice I) evidenziano che: a) debole è la dipendenza lineare tra il ciclo di *passere* e *latterini* e quello delle altre serie; b) i cicli di *mazanete* e *go* sono molto correlati tra loro ($K^2(\omega)$=0.83) ed in modo

Tab. 1 - Chioggia (1945/1995) Matrici simmetriche di: I) coerenza al quadrato e II) ritardo (in mesi) tra i cicli annuali di 10 serie storiche della produzione mensile di importanti specie ittiche.

Chioggia (1945/95) Estimated symmetric matrixes of (I) squared coherency ($K^2(\omega)$) and (II) leads and lags (in months) among the annual components of ten time series data of well-known fishery products.

I) Stime di $K^2(\omega)$

SERIE	SPECIE CORRISPONDENTE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	*ANGUILLA (ANGUILLA ANGUILLA)*	1	0.31	0.39	0.36	0.66	0.01	0.46	0.62	0.42	0.10
2	*GO (ZOSTERISSESSOR OPHIOCEPHALUS)*		1	0.43	0.33	0.30	0.20	0.50	0.16	0.83	0.63
3	*PASSERE (PLEURONECTES FLESUS)*			1	0.12	0.38	0.27	0.24	0.05	0.44	0.23
4	*GAMBERI (PALAEMON SPP.)*				1	0.44	0.05	0.39	0.31	0.51	0.30
5	*MOLECHE (CARCINUS AESTUARI)*					1	0.03	0.49	0.50	0.44	0.09
6	*LATTERINI (ATHERINA BOYERI)*						1	0.27	0.10	0.20	0.31
7	*MARSIONI (POMATOSCHISTUS SPP.)*							1	0.47	0.66	0.48
8	*SEPPIE (SEPIA OFFICINALIS)*								1	0.30	0.23
9	*MAZANETE (CARCINUS AESTUARI)*									1	0.66
10	*SCHILE (CRANGON CRANGON)*										1

(Segue tabella 1) ☞

☞ *(Segue da tabella 1)*

II) Ritardo (valori negativi), anticipo (valori positivi) o coincidenza tra il ciclo della serie di riga ed il corrispondente ciclo della serie di colonna (*).

SERIE	SPECIE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	*ANGUILLE (ANGUILLA ANGUILLA)*	0	1	1	-3	0	0	5	8	9	5
2	*GO (ZOSTERISSESSOR OPHIOCEPHALUS)*		0	1	-3	-1	2	4	-3	3	4
3	*PASSERE (PLEURONECTES FLESUS)*			0	-5	-1	0	3	-2	2	2
4	*GAMBERI (PALAEMON SPP.)*				0	3	-2	-3	1	-5	-4
5	*MOLECHE (CARCINUS AESTUARI)*					0	5	6	-1	4	5
6	*LATTERINI (ATHERINA BOYERI)*						0	1	4	0	1
7	*MARSIONI (POMATOSCHISTUS SPP.)*							0	4	-1	1
8	*SEPPIE (SEPIA OFFICINALIS)*								0	-6	-3
9	*MAZANETE (CARCINUS AESTUARI)*									0	1
10	*SCHILE (CRANGON CRANGON)*										0

(*) Stime arrotondate per eccesso o per difetto.

piuttosto accentuato anche con le serie di *marsioni* e *schile* ($0.50 \leqslant K^2(\omega) \leqslant 0.66$); c) il gruppo formato da *anguille, moleche, marsioni* e *seppie* presenta valori di $K^2(\omega)$ compresi tra 0.42 e 0.66.

Considerando, ad esempio, i soli valori di $K^2(\omega) \geqslant 0.49$ (10 in tutto), si osserva che (ved. matrice II dei ritardi):

– il ciclo di produzione delle *mazanete* anticipa di un mese quello di *marsioni* e *schile* e di 5 mesi quello dei *gamberi*;

– il ciclo della serie dei *go* anticipa di 3 mesi quello delle *mazanete* e di 4 mesi quello di *schile* e *marsioni*;

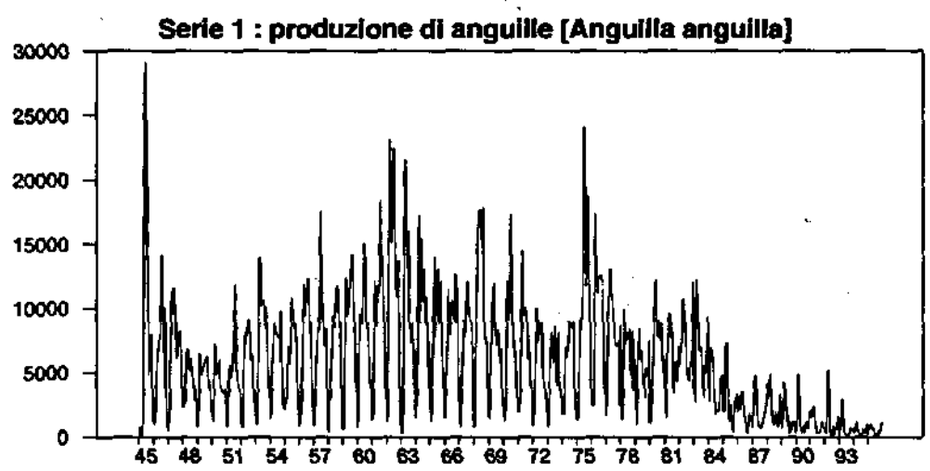
– il ciclo di produzione delle *anguille* coincide con quello delle *moleche* e ritarda di 4 mesi (anticipa di 8) rispetto al medesimo ciclo delle *seppie*;

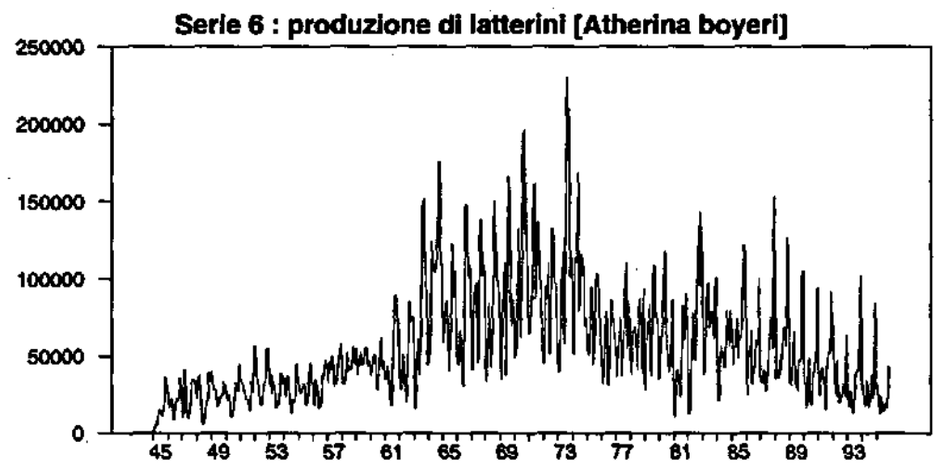
– il ciclo delle *moleche* anticipa di 6 mesi quello dei *marsioni* e ritarda di 1 mese rispetto al ciclo delle *seppie* (con sfasamento di circa $3 \div 4$ mesi rispetto alle relazioni osservate con la serie delle *anguille,* anche a causa dei valori non elevati della coerenza).

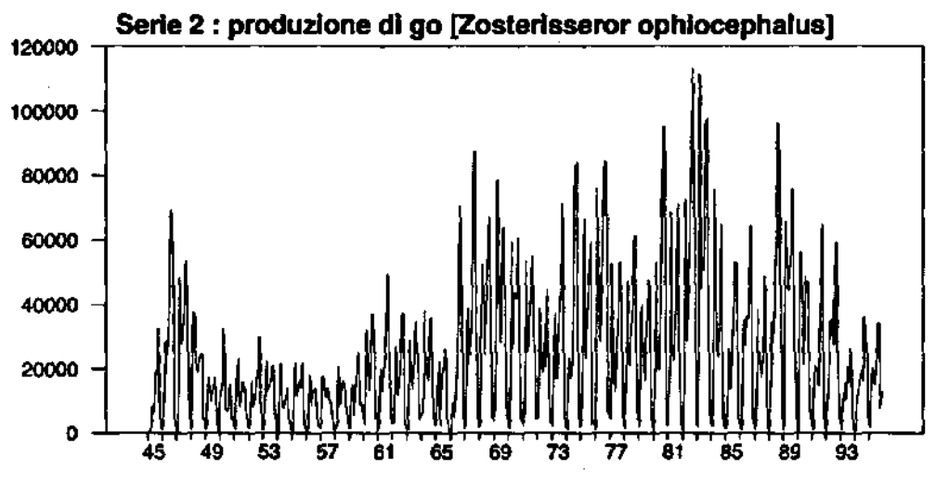
Discussioni e conclusioni

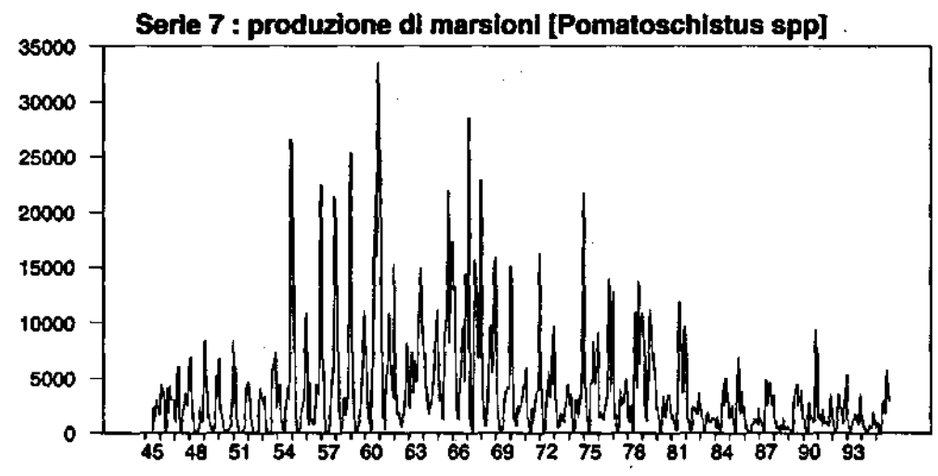
Nell'esempio presentato (ed osservando, anche la Fig. 1), le onde periodiche stagionali sono risultate le componenti più significative dell'analisi spettrale incrociata. Le stime della correlazione lineare e dello sfasamento temporale tra i cicli annuali delle. 45 possibili coppie diverse di serie hanno, così, consentito di evidenziare interessanti misure di interdipendenza stagionale che, tuttavia, debbono essere utilizzate con la dovuta cautela a causa sia delle note irregolarità nell'andamento della produzione e sia della limitazione del campo d'indagine, circoscritto alle sole specie per le quali si è resa disponibile una completa serie di dati.

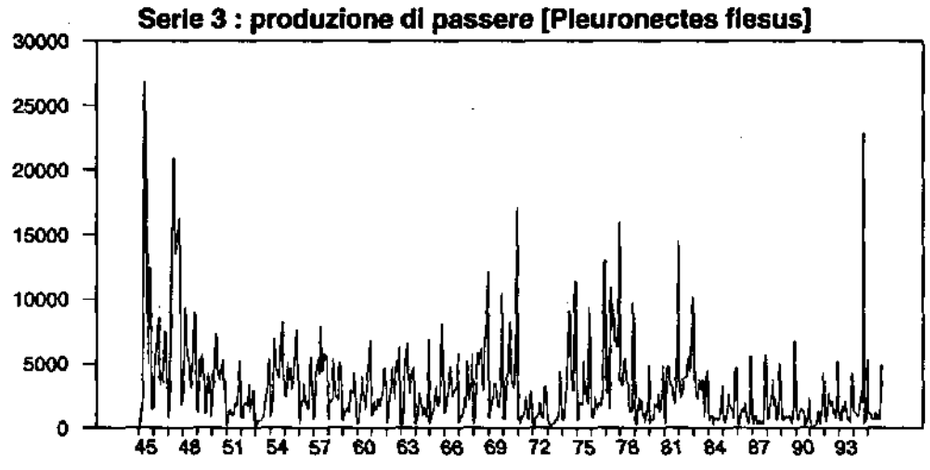
Va, comunque, ricordato che l'analisi statistica nel dominio frequenziale offre ulteriori e notevoli strumenti di indagine e, soprattutto, costituisce un indispensabile supporto metodologico per la costruzione di aggiornati ed adeguati modelli sintetici rappresentativi dell'insieme dei fenomeni evolutivi osservati.

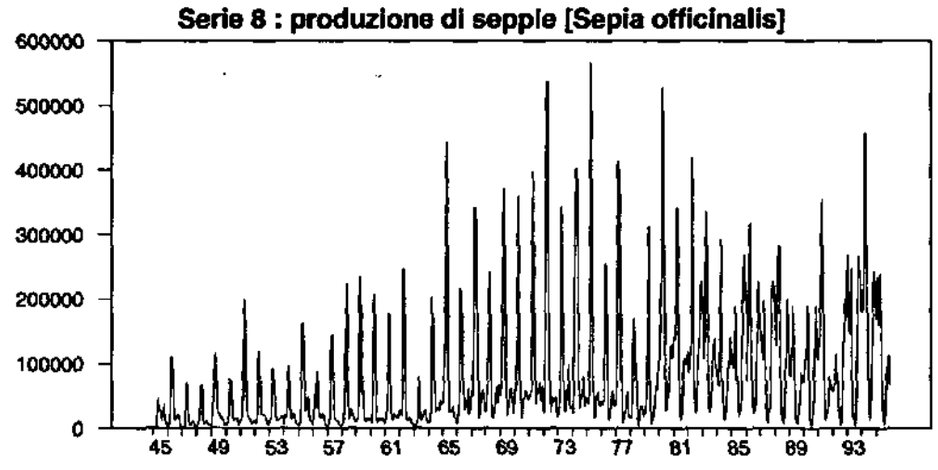


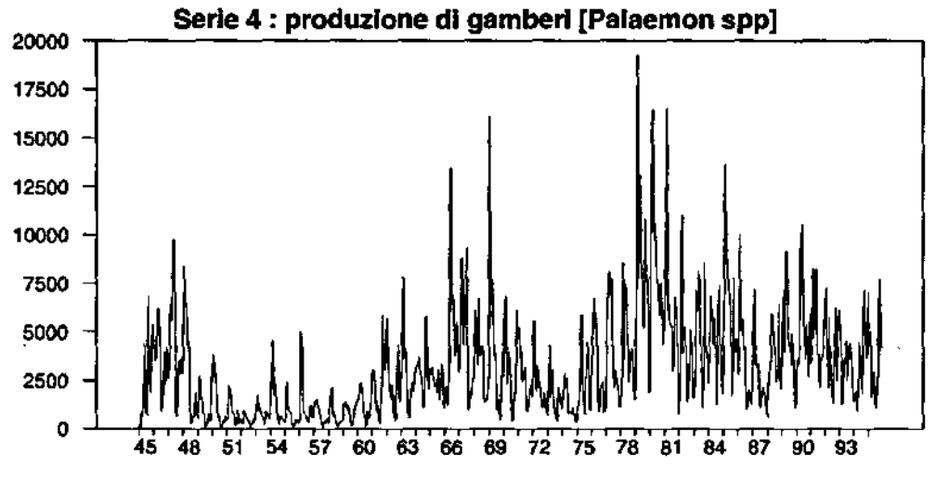


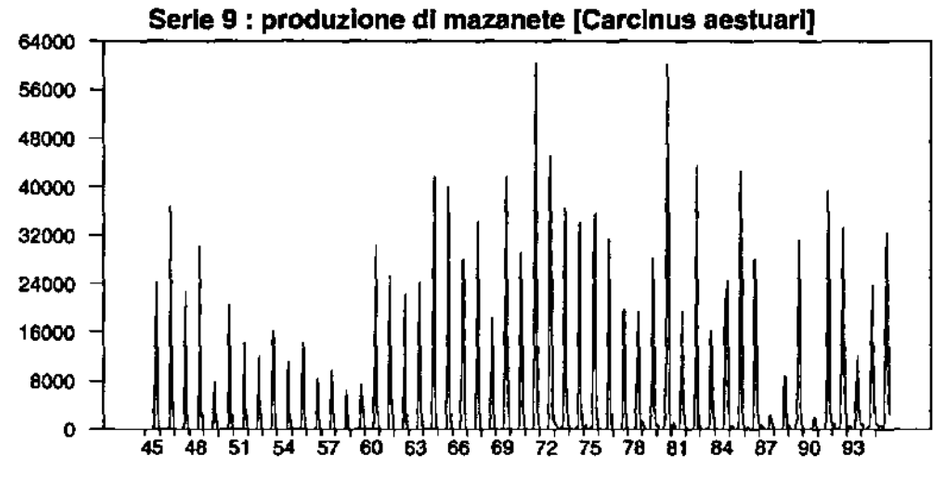


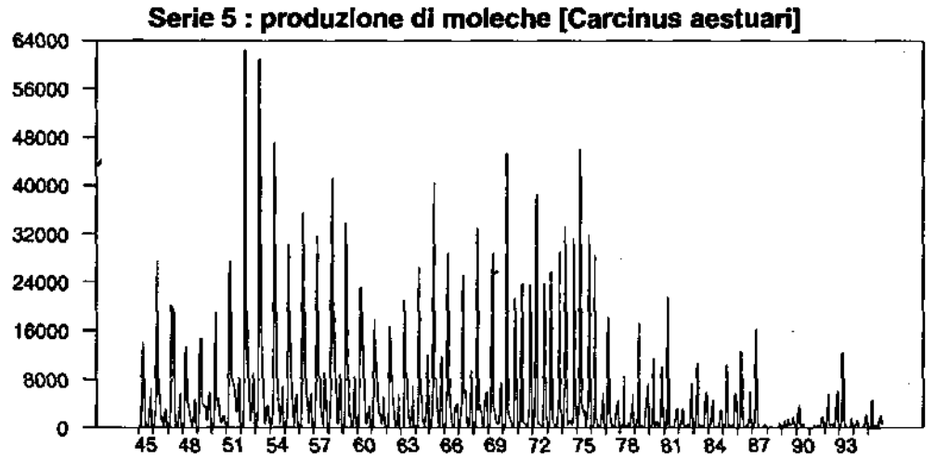












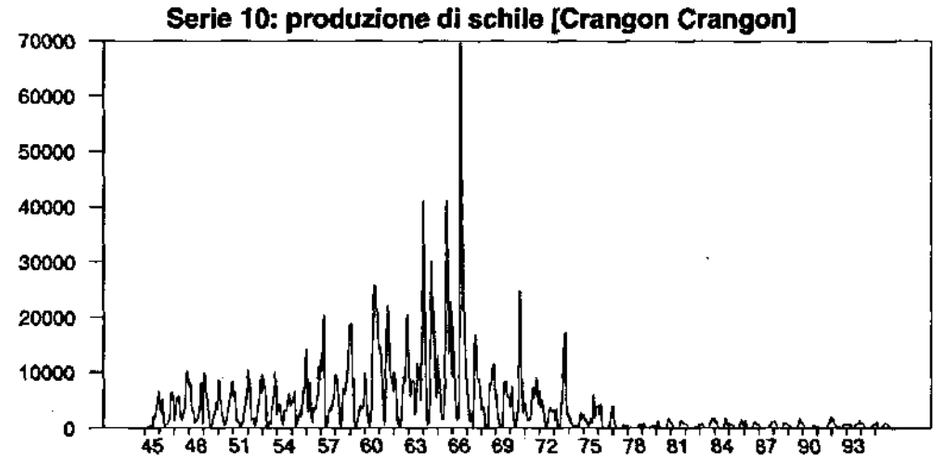


Fig. 1 - Chioggia: 1945/1995 - Grafici delle serie analizzate (quantità in Kg).
Chioggia: 1945/95 - Time series data used (in Kg).

Ringraziamenti

Si ringrazia la Direzione Generale della Pesca e dell' Acquacoltura, l'Icram di Chioggia e la Società Italiana di Biologia Marina per il fondamentale aiuto fornito agli studi statistici applicati alla pesca.

Bibliografia essenziale

BATTAGLIA F. (1995) - *Analisi delle Serie Temporali*. Roma, Università La Sapienza. Dipartimento di Statistica.

CHATFIELD C. (1996)- *The Analysis of Time Series*. London, Chapman & Hall.

GRANGER C.W.J., HATANAKA M. (1964) - *Spectral Analysys of Economic Time Series*. Princeton, Princeton University Press.

PICCOLO D. (1990) - *Introduzione all'Analisi delle Serie Storiche*. Roma, NIS

WEI W.W.S. (1990) - *Time Series Analysis*. Redwood City, CA. A.W.P.C.

INDICI

INDICE GENERALE

PARTE PRIMA

Presentazione del XXVIII Congresso SIBM III

Elenco partecipanti XXVIII Congresso SIBM VII

Tema 1: ***Relazioni funzionali negli ecosistemi marini: relazioni trofiche***

Relazioni:

MARANO G., PASTORELLI A.M., UNGARO N. - CANALE D'OTRANTO: AMBIENTE E COMUNITÀ BIOLOGICHE 1

ZUPO V., MAZZOCCHI M.G. - NEW PERSPECTIVES IN THE INVESTIGATION OF FOOD WEBS IN BENTHIC AND PLANKTONIC COASTAL ECOSYSTEMS 12

Comunicazioni:

CARUSO G., LEONARDI M., AZZARO M., ZACCONE R. - ATTIVITÀ MICROBICHE E TURNOVER DELLA SOSTANZA ORGANICA IN AMBIENTE OLIGO-OLIGOTROFICO (ISOLE EGADI) 27

INNAMORATI M., MELLEY A., NUCCIO C. - CAMBIAMENTO GENERALE DELLE CARATTERISTICHE TROFICHE DEL MAR TIRRENO 35

CARTEI P., INNAMORATI M., MELILLO C. - OMEOSTASI TROFICA MODULATA DAL MARE ED IPERTROFIA AUTOCTONA LAGUNARE 41

CATTANI O., MONARI M., VITALI G., SELLI A., FERRARI C.R., CORNI M.G. - RUOLO DELLA GLUTAMMATO DEIDROGENASI NAD-DIPENDENTE NELL'ESCREZIONE DELLO IONE AMMONIO IN POPOLAMENTI DI MESOZOOPLANCTON DELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE 47

CASAVOLA N., HAJDERI E., MARANO G. - RELATIONSHIP BETWEEN THE DENSITY OF *ENGRAULIS ENCRASICOLUS* EGGS AND ZOOPLANKTONIC BIOMASS IN THE SOUTHERN ADRIATIC SEA 56

ORSI RELINI L., CIMA C., PALANDRI G., RELINI M., GARIBALDI F. - ALIMENTAZIONE DEL TONNO GIOVANILE NELL'ECOSISTEMA DEL LARGO DEL MAR LIGURE 63

BADALAMENTI F., FAZIO G., ZAGAMI G., D'ANNA G. - CICLO ALIMENTARE GIORNALIERO E SELEZIONE DELLE PREDE DI *SERIOLA DUMERILI* ASSOCIATA A FADs DI SUPERFICIE NEL GOLFO DI CASTELLAMARE 71

RINELLI P., SPANÒ N., GIORDANO D., PERDICHIZZI F., GRECO S. - ORGANISMI BENTONICI E FAUNA DEMERSALE IN UN'AREA DEL TIRRENO MERIDIONALE 80

BELLO G. - BEARING OF TENTACLE CLUB LENGHT ON FOOD INTAKE AND BODY GRWOTH IN MALES AND FEMALES OF *ROSSIA MACROSOMA* (CEPHALOPODA: SEPIOLIDAE) 90

Poster:

SPANÒ N., RINELLI P., GRECO S. - OSSERVAZIONI SU DI UNA CATTURA ECCEZIONALE DI *TRISOPTERUS MINUTUS CAPELANUS* (LACEPEDE, 1800) NEL GOLFO DI PATTI (SICILIA NORD-ORIENTALE) 97

Comunicazioni:

FROGLIA C., GRAMITTO M.E. - OSSERVAZIONI SULL'ALIMENTAZIONE DI *SCIAENA UMBRA* ED *UMBRINA CIRROSA* (PISCES, SCIANIDAE) IN PROSSIMITÀ DI BARRIERE ARTIFICIALI IN ADRIATICO 100

FRANCHI E., CORSOLINI S., OLMASTRONI S., FOCARDI S. - FABBISOGNO ENERGETICO E DIFFERENTI STRATEGIE UTILIZZATE PER LA RICERCA DEL CIBO DAL PINGUINO DI ADELIA (*PYGOSCELIS ADELIAE*) AD EDMONSON POINT (MARE DI ROSS, ANTARTIDE) 109

Tema 1: ***Relazioni funzionali negli ecosistemi marini: relazioni sociologiche e successioni ecologiche***

Relazione:

BIANCHI C.N., BOERO F., FONDA UMANI S., MORRI C., VACCHI M. - SUCCESSIONE E CAMBIAMENTO NEGLI ECOSISTEMI MARINI... 117

Comunicazioni:

ALBERTELLI G., BEDULLI D., CATTANEO-VIETTI R., CHIANTORE M., GIACOBBE S., JERACE S., LEONARDI M., PRIANO F., SCHIAPARELLI S., SPANÒ N. - TROPHIC FEATURES OF BENTHIC COMMUNITIES IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA 136

CREMA R., VALENTINI A. - RICOSTITUZIONE DELLA COMUNITÀ ZOOBENTONICA IN FONDALI DEFAUNATI DA OPERAZIONI DI DRAGAGGIO 144

RELINI G., MERELLO S.E., TORCHIA G. - INFLUENZA DELLA SEDIMENTAZIONE SULLA COLONIZZAZIONE E SUCCESSIONE ECOLOGICA DI SUBSTRATI DURI 154

COLANGELO M.A., GUERRINI A., CECCHERELLI V.U. - RICOLONIZZAZIONE DI COMUNITÀ MEIOBENTONICHE DOPO ANOSSIA INDOTTA 164
DAMIANO M.T., PESSANI D., PIASCO A., TIRELLI T. - RELAZIONI INTER ED INTRASPECIFICHE NEL PAGURO *CALCINUS TUBULARIS:* EPIBIOSI E COABITAZIONE 171
BEDINI R., CANALI M.G. - STUDIO PRELIMINARE SULLE ZOOCENOSI ASSOCIATE A *CAULERPA TAXIFOLIA* NELLA BAIA DI GALENZANA (ISOLA D'ELBA) 179
RELINI G., MOLINARI A., RELINI M., TORCHIA G. - CONFRONTO TRA LA FAUNA EPIFITICA DI *CAULERPA TAXIFOLIA* E *CYMODOCEA NODOSA* 185
UNGARO N., MARANO C.A., D'UGGENTO A. - RELAZIONI TRA SPECIE DEMERSALI DEL BACINO ADRIATICO SUD-OCCIDENTALE: ANALISI STATISTICA DI SERIE STORICHE 196
MELLEY A., INNAMORATI M., NUCCIO C., PICCARDI R., BENELLI M. - CARATTERIZZAZIONE E STAGIONALITÀ DELLE MUCILLAGINI TIRRENICHE 203
BARLETTA D., TOTTI C., SOLAZZI A. - STAGIONALITÀ DI POPOLAMENTI FITOPLANCTONICI DELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE: CICLI DI 48 ORE 214
COMASCHI A., ACRI F., CAVALLONI B., SOCAL G. - ANDAMENTO TEMPORALE DI POPOLAMENTI ZOOPLANCTONICI IN TRE STAZIONI DELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE E LORO DISTRIBUZIONE VERTICALE IN RELAZIONE ALLA STRUTTURA DELLA COLONNA D'ACQUA 222
RIZZI E., APREA A. - CICLO ANNUALE, DIVERSITÀ E SUCCESSIONE ECOLOGICA DEL FITOPLANCTON NELLE ACQUE COSTIERE DELL'ADRIATICO MERIDIONALE 232
CAROPPO C., FIOCCA A., SAMMARCO P., PASTORE M., MAGAZZÙ G. - EVOLUZIONE DELLE COMUNITÀ FITOPLANCTONICHE COSTIERE NELL'ADRIATICO MERIDIONALE 239
MAZZOCCHI M.G., AGUZZI L. - IL GENERE *ONCACEA* (COPEPODA: POECILOSTOMATOIDA) NELLA SERIE TEMPORALE MARECHIARA" NEL GOLFO DI NAPOLI (1984-1990) 246
RUBINO F., SARACINO O.D., FANELLI G., PASTORE M., BELMONTE G., MIGLIETTA A., BOERO F. - LIFE CYCLES AND PELAGOS-BENTHOS INTERACTIONS 253

Tema 1: ***Relazioni funzionali negli ecosistemi marini: adulti - giovanili***

Relazione:

PIATKOWSKI U. - MODERN TARGET SAMPLING TECHNIQUES PROVIDE NEW INSIGHTS INTO THE BIOLOGY OF EARLY LIFE STAGES OF PELAGIC CEPHALOPODS 260

Comunicazioni:

FRASCHETTI S., GIANGRANDE A. - INTERAZIONI FRA LARVE, GIOVANI E ADULTI NELLA DINAMICA DELLE COMUNITÀ MARINE 273

SCUDERI D., TERLIZZI A., FAIMALI M. - OSSERVAZIONI SU ALCUNI TRATTI DELLA BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DI VERMETI BIOCOSTRUTTORI E LORO RUOLO NELLA EDIFICAZIONE DI "TROTTOIR" 284

FROGLIA C., POLENTA R., ARNERI E., ANTOLINI B. - OSSERVAZIONI SULLE FLUTTUAZIONI DEL RECLUTAMENTO DI *ANADARA INAEQUIVALVIS* (BRUGUIERE, 1789) E *CHAMELEA GALLINA* (L., 1758) NEL MEDIO ADRIATICO 290

BIAGI F., GAMBACCINI S., ZAZZETTA M. - COMPETIZIONE INTER- ED INTRA-SPECIFICA IN TRE SPECIE DI SARAGHI (*DIPLODUS PUNTAZZO*, *D. SARGUS* E *D. VULGARIS*) IN UN AMBIENTE COSTIERO DEL MEDITERRANEO 299

FIORENTINO F., ZAMBONI A., ORSI RELINI L., RELINI G. - RELAZIONI "ADULTI-RECLUTE" IN *MULLUS BARBATUS* (L., 1758) (OSTEICHTHYES - MULLIDAE) DEL MAR LIGURE: UNO STUDIO PRELIMINARE..... 308

SION L., CACUCCI M., DE METRIO G. - GIOVANI ED ADULTI DI TONNO ROSSO (*THUNNUS THYNNUS* L.) (PISCES, SCOMBRIDAE) CATTURATI DALLE RETI A CIRCUIZIONE ITALIANE NEL 1995 317

Poster:

AGUZZI L., MAZZOCCHI M.G. - DISTRIBUZIONE SPAZIALE DELLA COMUNITÀ MESOZOOPLANCTONICA PRIMAVERILE NEL MAR IONIO. 324

BELLUSCIO A., GENTILONI P., GRAVINA M.F., ARDIZZONE G.D. - STRATEGIE DI COLONIZZAZIONE DI STRUTTURE ARTIFICIALI IN ACQUE OLIGOTROFICHE DEL MEDIO TIRRENO: FAUNA ITTICA 327

CHIMENZ C., NICOLETTI L., GRAVINA F., ARDIZZONE G. - MODALITÀ DI COLONIZZAZIONE DELLA FAUNA SESSILE SU STRUTTURE ARTIFICIALI IN ACQUE OLIGOTROFICHE (ISOLA DI PONZA): BRYOZOA 331

GAMBI M.C., PATTI F.P. - OBSERVATIONS ON REPRODUCTIVE BIOLOGY AND LARVAL DEVELOPMENT OF *PERKINSIANA ANTARCTICA* (KINBERG) (POLYCHAETA, SABELLIDAE) 336

GRAVINA M.F., BELLUSCIO A., GENTILONI P., SOMASCHINI A., ARDIZZONE G.D. - EVOLUZIONE DEL POPOLAMENTO ZOOBENTONICO SU SUBSTRATI ARTIFICIALI IN ACQUE OLIGOTROFICHE (MEDIO TIRRENO) 339

GUERRINI A., COLANGELO M.A., CECCHERELLI V.U. - RISPOSTA DI COMUNITÀ MEIOBENTONICHE A FENOMENI DI ANOSSIA INDOTTA 343

GUIDETTI P., BUSSOTTI S. - JUVENILES OF LITTORAL FISH SPECIES IN SHALLOW SEAGRASS BEDS: PRELIMINARY QUALI-QUANTITATIVE DATA 347

LA VALLE P., OLIVERIO M., CHIMENZ C. - STRATEGIE LARVALI DI RISSOIDAE (GASTROPODA, PROSOBRANCHIA) DELLE PRATERIE DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE DEL MEDITERRANEO 351

LIPARI R., BADALAMENTI F., D'ANNA G. - RELAZIONI TROFICHE E SELEZIONE ALIMENTARE DI *MULLUS BARBATUS* L. (1758) NELLA COMUNITÀ A SABBIE FINI DEL GOLFO DI CASTELLAMARE (SICILIA N/O) 354

MAIMONE G., PUGLISI A., CAMPOLMI M., SARÀ G., MAZZOLA A. - VARIAZIONI STAGIONALI DELLE COMUNITÀ FITOPLANCTONICHE IN RELAZIONE ALLE CARATTERISTICHE CHIMICO-FISICHE NELLO STAGNONE DI MARSALA (SICILIA OCCIDENTALE) 357

MIGLIETTA M.P., DENITTO F., DELLA TOMMASA L., PAGLIARA P., GRAVILI C. - ETOLOGIA DEGLI IDROIDI: ANDARE A CACCIA SENZA MUOVERSI 362

PATI A.C., BELMONTE G., FANELLI G., GIANGRANDE A., GRAVILI C., SARACINO O.D., BOERO F. - INTERKINDOM CONVERGENCE IN THE ARCHITECTURE OF ASEXUAL PROPAGULES 365

PEPE P., BADALAMENTI F., D'ANNA G. - ABITUDINI ALIMENTARI DI *DIPLODUS SARGUS* NELL'AREA DELLE STRUTTURE ARTIFICIALI DI ALCAMO MARINA (GOLFO DI CASTELLAMARE, SICILIA NORD-OCCIDENTALE) 367

SITRAN R., RASSOULZADEGAN F. - IMPACT OF NUTRIENT RICHNESS AND TURBULENCE ON THE STRUCTURE OF THE PLANKTONIC COMMUNITY INVESTIGATED BY THE MESOCOSMS METHOD ... 371

TAGLIAPIETRA D. - LIVELLI TASSONOMICI E ANALISI DELLE COMUNITÀ BENTONICHE IN BACINI CONFINATI 373

TAGLIAPIETRA D., RISMONDO A., SCARTON F., CAGNONI S. - STRATEGIE ADATTATIVE DI *RUPPIA CIRRHOSA* (PETAGNA) GRANDE E *ZOSTERA NOLTII* HORNEM PRESENTI IN LAGUNA DI VENEZIA 376

Tema 2: ***Tecnologie innovative e/o compatibili in acquacoltura marina***

Relazione:

PAPERNA I. - MARICOLTURE VERSUS ENVIRONMENT: RISKS AND IMPACTS 381

Comunicazioni:

BARBARO A., FRANCESCON A., LIBERTINI A., BOZZATO G., NASSI M., CALDERAZZO F., COLOMBO L. - MANIPOLAZIONE CROMOSOMICA NEL

BRANZINO, *DICENTRARCHUS LABRAX* L.: OSSERVAZIONE A MEDIO E BREVE TERMINE SULLA PROGENIE OTTENUTA..... 390

BARGELLONI L., MARCATO S., OSTELLARI L., PENZO E., VAROTTO V., ZANE L., PATARNELLO T. - GENETICA E CONSERVAZIONE DELLE RISORSE MARINE: UN ESEMPIO DI APPLICAZIONE DI NUOVI STRUMENTI TECNICI E INTERPRETATIVI 401

DINACCI N., FABBROCINI A., IACONO A., PELOSI S., VILLANI P., SANSONE G. - EFFETTI DI SOLUZIONI CRIOPROTETTIVE SU SPERMATOZOI DI ORATA (*SPARUS AURATA* L.) 407

CARDELLINI P., ZANELLA S., FRANCESCON A., BARBARO A., BOZZATO G. - SVILUPPO EMBRIONALE DELL'OMBRINA, *UMBRINA CIRROSA* (L.): OSSERVAZIONI PER MEZZO DI VIDEOREGISTRAZIONE TIME-LAPSE. 413

Relazione:

COLOMBO L., ARGENTON F., VIANELLO S., DALLA VALLE L., BELVEDERE P., BORTOLUSSI M. - APPLICATIONS OF BIOTECHNOLOGY IN MARINE FISH CULTURE AND THEIR ECOSYSTEMIC COMPATIBILITY: THE CASE OF TRANSGENIC FISH 421

Comunicazioni:

NASCIMENTO I.A., MANGABEIRA F.C., EVANGELISTA A.J., DOS SANTOS A. Jr, SANSONE G. - COLTIVAZIONE INTEGRATA DI GAMBERI ED OSTRICHE: UNA RICERCA PER UNA ATTIVITÀ ACQUACOLTURALE ECOCOMPATIBILE 433

BOMBACE G., FABI G., GRATI F., SPAGNOLO A. - TECNOLOGIE PER L'ALLEVAMENTO IN MARE APERTO DI *SPARUS AURATA* IN MEDIO ADRIATICO 439

CECCARELLI R., COSTA A., DI BITETTO M., GIANNERINI S., GUCCI R., LENZI M., MATTEI N., RAVAGNAN G.P., SOLIMENO P. - FLUSSI DI NUTRIENTI E DI BIOMASSA AUTOTROFA IN BACINI DI LAGUNAGGIO DEI REFLUI SALMASTRI PROVENIENTI DA IMPIANTI DI ALLEVAMENTO ITTICO INTENSIVO 450

FOCARDI S., FOSSI M.C., LEONZIO C., AURIGI S., CASINI S., CORSOLINI S., MONACI F., SAVELLI C. - USO DI INDICATORI BIOLOGICI DELLA QUALITÀ DELLE ACQUE PER LA GESTIONE DI ZONE UMIDE SALMASTRE AI FINI DELL'ACQUACOLTURA (LAGHI PONTINI).. 465

ZONNO V., PAGLIARA T.M., VADRUCCI M.R., STORELLI C. - GESTIONE DEL BACINO COSTIERO DI ACQUATINA (FRIGOLE - LECCE, ITALIA) ATTRAVERSO SISTEMI DI ACQUACOLTURA ECOCOMPATIBILI ... 473

Poster:

CANESE S., BARBATO F., MORETTI F., MISITI S., LACONI F., RANA K. - CRIOCONSERVAZIONE DELLO SPERMA DI *SPARUS AURATA* E VALUTAZIONI PRELIMINARI DI FERTILITÀ 481

COZZOLINO G., MINOIA P., LACALANDRA G. - INDUZIONE E MATURAZIONE GONADICA NELLA SPIGOLA (*DICENTRARCHUS LABRAX* L.) INDOTTA CON TECNICA ORMONALE: RISULTATI PRELIMINARI 484

CURATOLO A., GUNNELLA F., SANTULLI A., D'AMELIO V. - INDUZIONE DELLA TRIPLOIDIA IN *SPARUS AURATA* 488

DI BITETTO M., CIATTAGLIA A., UGOLINI R. - RISULTATI PRELIMINARI DI UN IMPIANTO SPERIMENTALE OFFSHORE AL LARGO DELLE COSTE DI FANO (PS) 491

MESSINA C.M., SANTULLI A., RIVAS G., D'AMELIO V. - VARIAZIONI DEL PATTERN DEGLI ACIDI GRASSI, OTTENUTO CON HPLC, IN LARVE E GIOVANILI DI ASTICE (*HOMARUS GAMMARUS*) 494

PELOSI S., VILLANI P., SCHIAVONE R. - ALIMENTAZIONE DI *SPARUS AURATA* L. CON DIETE A DIVERSA FORMULAZIONE CONTENENTI PROTEINE VEGETALI 497

SETTI M., ZUNARELLI VANDINI R., PREVEDELLI D. - CRIOCONSERVAZIONE DI EMBRIONI DI POLICHETI: RISULTATI PRELIMINARI 500

PARTE SECONDA

Comitato Acquacoltura

Poster:

CHESSA L.A., PAIS A., SERRA S., SCARDI M., LIGIOS L. - PREFERENZE ALIMENTARI DELLA MAGNOSA, *SCYLLARIDES LATUS* (LATREILLE, 1803), IN CATTIVITÀ 504

CIATTAGLIA A., DI BITETTO M., UGOLINI E.R. - ALLEVAMENTO DI SPIGOLE ED ORATE IN GABBIE GALLEGGIANTI E SOMMERSE LUNGO LE COSTE ITALIANE 508

MARICCHIOLO G., PATTI F., MICALE V., GENOVESE L. - ASPETTI CELLULARI DELLO SVILUPPO OVOCITARIO IN *PAGELLUS ERYTHRINUS* (LINNEO, 1758) 514

PRIOLI G., MAFFEI M., PIVA P., MIETTI N. - PROVE DI ALLEVAMENTO DI ORATA IN MARE APERTO IN GABBIE SEMI-SOMMERSE 517

RATTO A., PERRUCCI G., SANSONE G., BARBIERI V. - QUALITÀ DELLE ACQUA REFLUE DI UN IMPIANTO DI ALLEVAMENTO DI SPIGOLE (*DICENTRARCHUS LABRAX* L.) A CIRCUITO CHIUSO 522

Comitato Benthos

Poster:

ACCARDO PALUMBO M.T., CUTTITTA A., LIPARI R., PEPE P. - RISULTATI DI UNA CAMPAGNA DI MONITORAGGIO DELLA PRATERIA A *POSIDONIA OCEANICA* NELL'ISOLA DI FAVIGNANA (SICILIA N/O) 524

BUIA M.C., PETROCELLI A., SARACINO O.D. - *CAULERPA RACEMOSA* SPREAD IN THE MEDITERRANEAN SEA: FIRST RECORD IN THE GULF OF TARANTO 527

CASTRIOTA L., SUNSERI G., VIVONA P. - PRIMI DATI SUI POPOLAMENTI ZOOBENTONICI DEI FONDI MOBILI DELL'AREA COMPRESA TRA PUNTA GAVAZZI E PUNTA DELL'ARPA (ISOLA DI USTICA, TIRRENO MERIDIONALE) 530

CATTANI O., CARPENÈ E., ISANI G., MONARI M., OLIVIERI G., VITALI G., CORTESI P. - REGOLAZIONE DELL'ATTIVITÀ DELL'ENZIMA GLICOLITICO PIRUVATO CINASI IN ANOSSIA IN PRESENZA ED IN ASSENZA DI IDROGENO SOLFORATO IN *TAPES PHILIPPINARUM*..... 534

CELIBERTI M.E., PIRAINO S., PAGLIARA P., BOERO F. - SPECIALIZZAZIONE DELL'HABITAT ED ERMAFRODITISMO SIMULTANEO IN *EUGYMNATHEA INQUILINA* (HYDROZOA) 537

CHEMELLO R., DI MARTINO V. - SEGNALAZIONE DI *OXYNOE OLIVACEA* RAFINESQUE (MOLLUSCA, GASTROPODA, SACOGLOSSA) SU *CAULERPA MEXICANA* SONDER EX KÜTZING 540

GRIMALDI DE ZIO S., GALLO D'ADDABBO M., DE LUCIA MORONE R.M., PIETANZA R. - PRIMI DATI SUL MEIOBENTHOS DELLE ISOLE EOLIE 542

FROGLIA C., RIVAS G., COLELLA S., PANZERI A. - VALUTAZIONE PRELIMINARE DEGLI EFFETTI SUI MACROINVERTEBRATI BENTONICI DELLE PROSPEZIONI SISMICHE CON AIR-GUN CONDOTTE NEL LA FASCIA COSTIERA 545

GAMBI M.C., GUIDETTI P. - MORPHOLOGICAL OBSERVATIONS ON SEEDLINGS OF *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE GERMINATED "IN SITU" 549

GAMBI M.C., TERLIZZI A. - RECORD OF LARGE POPULATION OF *CAULERPA RACEMOSA* (FORSSKAL) J. AGARDH (CHLOROPHYCEAE) IN THE GULF OF SALERNO (SOUTHERN TYRRHENIAN SEA, ITALY)..... 553

GAZALE V., COSSU A. - OSSERVAZIONI SUL FITOBENTHOS DELLA GROTTA DEI PALOMBI DELL' ISOLA FORADADA (SARDEGNA NORD OCCIDENTALE)..... 557

GIANGUZZA P., SARÀ G., CHEMELLO R., RIGGIO S. - NOTE SU UNA POPOLAZIONE A *BRACHIDONTES PHARAONIS* (FISCHER P., 1870) (BIVALVIA, MYTILIDAE) IN UNA SALINA MARSALESE 561

MONTANARI M., FERRARI M., SOLARI L. - MACROFOULING DI SUBSTRATI METALLICI: TITANIO - AISI 304 - AISI 316 563

MURA M., CAMPISI S. - REPRODUCTIVE BIOLOGY OF *PARTHENOPE MACROCHELOS* (HERBST, 1790) IN THE SARDINIAN CHANNEL.. 567
MURA M., ORRÙ F. - FEEDING HABITS OF *PATHENOPE MACROCHELOS* (BRACHYURA, PARTHENOPIDAE) IN THE CENTRAL-WESTERN MEDITERRANEAN SEA 570
OSTELLARI L., MARCATO S., BATTAGLIA B., BISOL P.M. - BIODIVERSITÀ GENETICA E BIOCHIMICA NELL'ECHINODERMA ASTEROIDEO ANTARTICO *ODONTASTER VALIDUS* (KOEHLER) 574
PATTI F.P., RUSSO G.F. - EARLY DEVELOPMENT OF TWO SIBLING SPECIES OF THE GENUS *RISSOA* (MOLLUSCA, GASROPODA)..... 577
PRANOVI F., LOMBARDO I., GIOVANARDI O. - DINAMICA DEI POPOLAMENTI BENTONICI NELLA VALLE DI BRENTA (LAGUNA DI VENEZIA) .. 581
PULCINI M., VIRNO LAMBERTI C., ONORATI F., DE BIASI A.M., PELLEGRINI D., MECOZZI M., GIULIANI S. - STUDIO MULTIDISCIPLINARE DEI SEDIMENTI DEL PORTO DI LIVORNO 583
TODARO M.A. - LA MEIOFAUNA DELLE SECCHE DELLA MELORIA: I GASTROTRICHI, BIODIVERSITÀ E DINAMICA STAGIONALE 587
TODARO M.A., HUYS R. - LA MEIOFAUNA DELLE SECCHE DELLA MELORIA: OSSERVAZIONI SU UN NUOVO LEPTASTACIDAE (COPEPODA, HARPACTICOIDA) 591
VIRNO LAMBERTI C., DIVIACCO G., ROMANO E., PULCINI M., PELLEGRINI D., DE RANIERI S. - OSSERVAZIONI SUL MACROBENTHOS DELLA BAIA DI CARINI (SICILIA) ESEGUITE TRAMITE R.O.V. 596
AIROLDI L., LENZI F., VANNUCCI A., CINELLI F. - SPATIAL AND TEMPORAL VARIABILITY OF RECRUITMENT OF *DICTYOTA DICHOTOMA* (HUDSON) LAMOUROUX 600

Comitato Gestione e Valorizzazione della Fascia Costiera

ANCORA S., GUARINO S.M., FOSSI M.C. - VALUTAZIONE PRELIMINARE DI RISCHIO TOSSICOLOGICO NELLA LAGUNA DI LESINA UTILIZZANDO ALCUNI *BIOMARKERS* 603
AZZARO F., LEONARDI M., MAZZOLA S. - OSSERVAZIONI SULL'ECOSISTEMA CANALE DI SICILIA: NUTRIENTI, PARTICELLATO ORGANICO E CLOROFILLA *A.* 606
BERILLI F., DI CAVE D., DE LIBERATO C., MOKHAMER E.M., ORECCHIA P. - DIVERSITÀ BIOLOGICA DELLA COMUNITÀ DEI METAZOI PARASSITI DI *ANGUILLA ANGUILLA* (L.) NELLA LAGUNA DI ORBETELLO 611
BIAGI F., GAMBACCINI S., ZAZZETTA M. - SECCHE DELLA MELORIA: LA FAUNA ITTICA DEI "CATINI" 614

DALLA VENEZIA L., GALINDO REYES G., VILLAGRANA LIZARRAGA C. - CONSUMO DI OSSIGENO IN *PENAEUS JAPONICUS* E *P. VANNAMEI* ESPOSTI A pp'DDT: VARIABILITÀ INDIVIDUALE 618
FIOCCA A., SAMMARCO P., SAMBATI A. - MONITORAGGIO DELLA CONDIZIONI AMBIENTALI DELLA COSTE ADRIATICHE DEL SALENTO, 1995-1997. PARAMETRI CHIMICO-FISICI E SALI NUTRITIVI..... 620
GIORDANO A., RUSSO G., VIOLANI C., ZAVA B. - CHECK-LIST DELLA FAUNA DELLA RISERVA NATURALE ORIENTATA "SALINE DI TRAPANI E PACECO". I. VERTEBRATI DI INTERESSE COMUNITARIO ... 627
MALTAGLIATI F., FENIZIA C.M., CECCHERELLI G., MENCONI M., CASTELLI A. - ANALISI DELLA VARIABILITÀ MORFOLOGICA IN TRE POPOLAZIONI DI *APHANIUS FASCIATUS* NARDO (CYPRINODONTIDAE) MEDIANTE ANOVA MULTIFATTORIALE 631
MARTINCIC B., CHIURCO R., SALVI C., FONDA UMANI S. - PRELIMINAR DATA ON THE BIODEPOSITION INFLUENCE ON THE WATER COLUMN TROPHYSM IN A COASTAL AREA OF THE UPPER ADRIATIC SEA 634
PAIS A., CHESSA L.A., SERRA S. - OSSERVAZIONI SU *PINNA NOBILIS* L. NELLA RADA DI PORTO CONTE (SARDEGNA NORD-OCCIDENTALE) 638
RELINI M., TORCHIA G. - INASPETTATO PERCORSO DI UN'ARAGOSTA IN MAR LIGURE 641
SIGNORELLI M., ZAMBONI A. - SEGNALAZIONE DI *ARBACIELLA ELEGANS* MORTESEN, 1910 (ECHINOIDEA, ARBACIIDAE) IN MAR LIGURE 644
VACCARELLA R., PAPARELLA P. - MAPPATURA DI *CHAMELEA GALLINA* (L.) (MOLLUSCA, BIVALVIA) NEI COMPARTIMENTI MARITTIMI DI TERMOLI, MANFREDONIA E MOLFETTA (ADRIATICO MERIDIONALE): 1994-1995 646
VADRUCCI M.R., MELE S., MARRA P., ZONNO V., MAGAZZÙ G. - EVOLUZIONE DEL LIVELLO TROFICO DELLO STAGNO DI ACQUATINA (LECCE) DAL 1992 AL 1996 651
VITALE L., CHESSA L.A. - INDAGINI SULLE *BANQUETTES* DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE DEL LITORALE DI STINTINO (SARDEGNA NW) 657

Comitato Necton e Pesca

Poster:

BONO G., CANNIZZARO L., GANCITANO S., RIZZO P. - LA PESCA SUI CANNIZZATI: ASPETTI QUALI-QUANTITATIVI..... 661
CARBONARA P., SILECCHIA T., LEMBO G., SPEDICATO M.T. - ACCRESCIMENTO DI *PARAPENAEUS LONGIROSTRIS* (LUCAS, 1846) NEL TIRRENO CENTRO-MERIDIONALE 665

CATALANO E., GIANGUZZA P., VIOLANI C., ZAVA B. - NUOVA CATTURA DI *POMADASYS INCISUS* (BOWDICH, 1825) PER LE ACQUE ITALIANE (OSTEICHTHYES, HAEMULIDAE) 668

CEFALI A., BRUNO R., MINNITI F. - INTERCELLULAR BRIDGES IN THE IMMATURE SWORDFISH (*XIPHIAS GLADIUS* L. 1758) TESTIS 670

CEFALI A., BRUNO R., TORRE R., CAMMAROTO S. - BIOLOGIA DI *PAGELLUS ERYTHRINUS* (L. 1758) NEL BASSO TIRRENO E CONFRONTO CON ALTRI POPOLAMENTI MEDITERRANEI 674

COLLOCA F., CERASI S. - LA PESCA DEL MERLUZZO CON RETI DA POSTA NELL'AREA DEL CILENTO - GOLFO DI POLICASTRO (CAMPANIA MERI-DIONALE) 683

DESANTIS S., CORRIERO A., LABATE M., DE METRIO G., YANNOPOULOU A. - OSSERVAZIONI ISTOLOGICHE ED ISTOCHIMICHE SU OVARI DI DUE PESCI SPADA (*XIPHIAS GLADIUS* L.) DEL GOLFO DI TARANTO. 686

D'ONGHIA G., MAIORANO P., PANZA M., PANETTA P. - RINVENIMENTO DI *CHTENOPTERYX SICULA* (VERANY, 1851) (MOLLUSCA, CEPHALOPODA) NEL MAR IONIO SETTENTRIONALE 690

MARSAN R., UNGARO N., MARZANO M.C., MARTINO M. - ACCRESCIMENTO DI *ASPITRIGLA CUCULUS* (OSTEICHTHYES, TRIGLIDAE) NELL'AREA ADRIATICA SUD-OCCIDENTALE: RISULTATI PRELIMINARI 694

MARZANO M.C., UNGARO N., MARSAN R., IAFFALDANO D. - NOTE SULLA RIPRODUZIONE DI *HELICOLENUS DACTYLOPTERUS* (DELAROCHE, 1809) - OSTEICHTHYES, SCORPAENIDAE - NEL BACINO ADRIATICO SUD OCCIDENTALE 697

MATARRESE A., BASANISI M., MASTROTOTARO F., CARLUCCI R. - ASPETTI DELLA BIOLOGIA DI *TRACHURUS TRACHURUS* (LINNEO, 1758) (PISCES, OSTEICHTHYES) NEL MAR IONIO SETTENTRIONALE .. 702

MILANI C. - STUDIO PRELIMINARE DELLE POPOLAZIONI DI BLENNIIDAE E TRIPTERYGIDAE PRESSO LA PUNTA DELLA REVELLATA (CALVI - CORSICA) 706

DE RANIERI S., MORI M., SBRANA M. - PRELIMINARY STUDY ON THE REPRODUCTIVE BIOLOGY OF *PARAPENEUS LONGIROSTRIS* (LUCAS) OFF THE NORTHERN TYRRHENIAN SEA 710

POTOSCHI A., BASILE C., ROMEO T., CANNAVÒ G. - ACCRESCIMENTO DI *NAUCRATES DUCTOR* (L. 1758), ATTRAVERSO LA LETTURA DEGLI INCREMENTI GIORNALIERI DELL'OTOLITE 713

ROMANELLI M., COLLOCA F., MANZUETO L., MANCA M., GERMANO R., GIOVANARDI O. - ANALISI DELLE CATTURE OTTENUTE IN CAMPIONAMENTI SVOLTI CON UNA SCIABICA DA "BIANCHETTO" NELL'AREA DI SESTRI LEVANTE (LIGURIA ORIENTALE) 718

SANTAMARIA N., SION L., CACUCCI M., DE METRIO G. - ETÀ ED ACCRESCIMENTO DI *SARDA SARDA* (BLOCH,1793) (PISCES, SCOMBRIDAE) IN THE NORTHERN IONIAN SEA 721
SARTOR P., BELCARI P., DE RANIERI S. - BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DI *SEPIETTA OWENIANA* (ORBIGNY, 1840) NEL MAR TIRRENO SETTENTRIONALE 726
TURSI A., MAIORANO P., BASANISI M., PERRI F. - DISTRIBUZIONE E STRUTTURA DI POPOLAZIONE DI *NEPHROPS NORVEGICUS* (LINNEO, 1758) NEL MAR IONIO SETTENTRIONALE 729
ZAZZETTA M. - PRESENZA ESTIVA DEI CETACEI NELLE ACQUE DELL'ARCIPELAGO TOSCANO E DELLA CORSICA 734

Comitato Plancton

Poster:

CAMPOLMI M., COSTANZO G., CRESCENTI N., GUGLIELMO L., ZAGAMI G., MAZZOLA A. - PRIMA SEGNALAZIONE IN MEDITERRANEO DI SPECIE DI COPEPODI CALANOIDI IPERBENTONICI 738
CAMPOLMI M., ZAGAMI G., GUGLIELMO L. - PRIME OSSERVAZIONI SULLE VARIAZIONI SPAZIO-TEMPORALI DELLO ZOOPLANCTON NELLO STAGNONE DI MARSALA (SICILIA OCCIDENTALE) 741
HAJDERI E. - NOTA SULLA DISTRIBUZIONE DI SPECIE DELLA FAM. CALANIDAE (COPEPODA: CALANOIDA) IN ACQUE EPIPELAGICHE DELL'ADRIATICO MERIDIONALE 745
HAJDERI E., MARANO G. - COPEPODI PLANCTONICI DELLE ACQUE COSTIERE DI BARI 748
LA FERLA R., BACCI C., CHIODO G., PARRINO S., ZOPPINI A.M. - STIME DI ABBONDANZA E BIOVOLUME BATTERIOPLANCTONICO NELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE: CONFRONTO TRA AO E DAPI 750
MINGAZZINI M., ONORATO L. - RELAZIONI TRA ESSUDATI FITOPLANCTONICI E SPECIE PRODUTTRICI: INDICI DI DIFFERENZIAZIONE 754

Sezione Vari

Poster:

ALABISO G., VENTURELLI G., CANNALIRE M., GHIONDA D., MILILLO M. - LA SOSTANZA PARTICELLATA NEL MAR PICCOLO DI TARANTO 758
CAMPAGNUOLO S., ANDALORO F., PIZZICORI P., PIPITONE C. - OSSERVAZIONI PRELIMINARI SULLA DIETA DELL'ALLETTERATO, *EUTHYNNUS ALLETTERATUS* NEL MEDITERRANEO CENTRALE 765
CANNIZZARO L., D'ANDREA F., PIZZICORI P. - ASPETTI ECONOMICI DELLA PESCA DELLA LAMPUGA (*CORYPHAENA HIPPURUS* LINNAEUS, 1758) ALLE PELAGIE 768

PORTINCASA F., CARNIMEO D., DONADIO F., ROSSINI M., ROSITANI L. - L'INQUINAMENTO COSTIERO AD OPERA DEI REFLUI DEPURATI. ASPETTI IGIENICO-SANITARI: LA DIFFUSIONE DI ENTEROPATOGENI .. 772

CAVALLO R.A., STABILI L., ACQUAVIVA M.I., RIZZI C. - DISTRIBUZIONE E SIGNIFICATO ECOLOGICO DI VIBRIONACEAE NELLA ZONA COSTIERA DEL BASSO MAR ADRIATICO 775

CICERO A.M., GABELLINI M., MORLINO R., VESCHETTI E. - LIVELLI DI CONTAMINANTI ORGANOALOGENATI IN SEDIMENTI DEL PORTO DI PIOMBINO DA SOTTOPORRE AD ESCAVO: ASPETTI DI GESTIONE AMBIENTALE 780

CREO C., GROSSO M., GIORDANO P., SIGNORINI A., SILVESTRI C., STUCCHI M., IZZO G. - STUDIO BIOGEOCHIMICO DEI LAGHI COSTIERI DI FOGLIANO E CAPROLACE (PARCO NAZIONALE DEL CIRCEO) ... 785

DE RUGGIERI P., MARTINO G., LO CAPUTO S. - CARATTERISTICHE TROFICHE DELL'ADRIATICO PUGLIESE 791

DI BELLA C., CORRAO A., CARAPPA S., DI PALMA M.G., RUSSO G., ZAVA B. - INDAGINI SULLA PRESENZA DI METALLI PESANTI IN *CARETTA CARETTA* (LINNAEUS, 1758) 794

DI STEFANO M., RIZZO P., NORRITO G., GANCITANO S., CANNIZZARO L. - DAILY GROWTH INCREMENTS IN LAPILLI OF JUVENILE DOLPHIN-FISH (*CORYPHAENA HIPPURUS* LINNAEUS, 1758) 797

FOCARDI S., FOSSI M.C., LEONZIO C., AURIGI S., CASINI S., CORSI I., CORSOLINI S., MONACI F., SANCHEZ-HERNANDEZ J.C. - LIVELLI DI IDROCARBURI CLORURATI, IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI, METALLI PESANTI E BIOMARKERS BIOCHIMICI NELL'ITTIOFAUNA DEL MARE ADRIATICO 800

GIORDANO D., PERDICHIZZI F. - OSSERVAZIONI SULLA TEUTOFAUNA NEL TIRRENO MERIDIONALE DA CAPO SUVERO (CALABRIA) A CAPO S. VITO (SICILIA) 807

GIUSTO G.B., MORARA U., RAGONESE S. - DESCRIZIONE DI UNA RANA PESCATRICE *ALIENA* PER IL MEDITERRANEO: *CHAUNAX PICTUS* (LOPHIIFORME-CHAUNACIDAE) 811

JEREB P., RAGONESE S., BONANNO A., MORARA U. - IMAGE ANALYSIS SYSTEM APPLIED TO STATOLITHS: PROBLEMS AND PERSPECTIVES 814

MODICA A., LA BELLA G. - CARATTERIZZAZIONE DEI RUMORI EMESSI URANTE LE ATTVITÀ OFFSHORE DI RICERCA E PRODUZIONE DI IDROCARBURI IN ADRIATICO 818

PAPARELLA P., VACCARELLA R. - INDAGINE BATTERIOLOGICA SU ESEMPLARI DI *PARACENTROTUS LIVIDUS* (LAM.), RACCOLTI LUNGO IL LITORALE BARESE (MARE ADRIATICO) 822

PEZZINO T., SUNSERI G., CASTRIOTA L., VIVONA P. - OSSERVAZIONI PRELIMINARI SULL' ISOLAMENTO E L' IDENTIFICAZIONE DI STIPITI BATTERICI PROVENIENTI DA CAMPIONI DI SEDIMENTI MARINI SOGGETTI ALL'ATTIVITÀ DI UN DISSALATORE (ISOLA DI USTICA, TIRRENO MERIDIONALE) 826

PISCITELLI G., MATARRESE A., SORIANO N., BARONE G. - OSSERVAZIONI SULLA BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DI *NOTACANTHUS BONAPARTEI* RISSO, 1840 (TELEOSTEI, HETEROMI) NEL MESOBATIALE DEL MAR JONIO 829

QUAGLIA A., MANTOVANI C., MINELLI D. - ULTRASTRUTTURA DELLA CISTIFELLEA DI *MUGIL CEPHALUS* E *LIZA AURATA* (OSTEICHTYES, ACTINOPTERIGI) 834

RIGHINI P., BAINO R., CECCHI A. - NOTE SULLA BIOLOGIA E SUI PARAMETRI DI CRESCITA DI *PANAEUS KERATHURUS* (CRUSTACEA: DACAPODA) LUNGO LA COSTA TOSCANA 836

ROSITANI L., DE ZIO V., PASTORELLI A.M., VLORA A. - RINVENIMENTI DI TARTARUGHE MARINE LUNGO LE COSTE PUGLIESI: 1978-1997 839

SANTULLI A., MODICA A., MESSINA C.M., CURATOLO A., TROVARELLI L., D'AMELIO V. - STUDIO DELLO STRESS INDOTTO IN *DICENTRARCHUS LABRAX* DA PROSPEZIONI SISMICHE *OFF-SHORE* EFFETTUATE MEDIANTE *AIR-GUN* 843

SARÀ G., VENEZIA F., MAZZOLA A., HAUSER S., CARUSO M., CATALANO D. - PRIMI DATI SULLA COMPOSIZIONE ISOTOPICA ($\delta^{13}C$) DEL CARBONIO ORGANICO PARTICELLATO (POC) IN UN AMBIENTE COSTIERO MEDITERRANEO 846

STORELLI M.M., CECI E., MARCOTRIGIANO G.O. - RESIDUI DI METALLI (Hg, Pb, Cd, Cr, Se) IN ORGANI E TESSUTI DI ALCUNE SPECIE DI DELFINI (*STENELLA COERULEOALBA*, *GRAMPUS GRISEUS* E *ZIPHIUS CAVIROSTRIS*) 850

SUNSERI G., CAMPAGNUOLO S., CASTRIOTA L. - DETERMINAZIONE CHIMICO-FISICA DELL'ATTIVITÀ BATTERICA SU CAMPIONI DI SEDIMENTO MARINO PRELEVATI ATTORNO ALL'ISOLA DI USTICA . 852

VACCARELLA R. - MISURA DELLA DIMENSIONE DELLE VONGOLE (*CHAMELEA GALLINA*) TRAMITE L'ANALISI DI IMMAGINI 855

VAGLIO A., PISCITELLI G., BARONE G. - NOTE DI BIOLOGIA DI *ATHERINA BOYERI* RISSO, 1810 (OSTEICHTHYES: ATHERINIDAE) DELLA LAGUNA DI LESINA (FG) 859

VOLIANI A., ABELLA A., AUTERI R., SILVESTRI R. - NOTA SUI PARAMETRI BIOLOGICI DI *MULLUS SURMULETUS* L., 1758 NELL'ARCIPELAGO TOSCANO 864

ZACCHI G. - ANALISI STATISTICA NEL DOMINIO FREQUENZIALE DELLE RELAZIONI TRA LE SERIE STORICHE DEL PESCATO 869

Indice Generale 877

Indice per Autori 891

INDICE per AUTORI

A

ABELLA A. 864
ACCARDO PALUMBO M.T. 524
ACQUAVIVA M.I. 775
ACRI F. 222
AGUZZI L. 246 - 324
AIROLDI L. 600
ALABISO G. 758
ALBERTELLI G. 136
ANCORA S. 603
ANDALORO F. 765
ANTOLINI B. 290
APREA A. 232
ARDIZZONE G. 327 - 331 - 339
ARGENTON F. 421
ARNERI E. 290
AURIGI S. 465 - 800
AUTERI R. 864
AZZARO F. 606
AZZARO M. 27

B

BACCI C. 750
BADALAMENTI F. 71 - 354 - 367
BAINO R. 836
BARBARO A. 390 - 413
BARBATO F. 481
BARBIERI V. 522
BARGELLONI L. 401
BARLETTA D. 214
BARONE G. 829 - 859
BASANISI M. 702 - 729
BASILE C. 713
BATTAGLIA B. 574
BEDINI R. 179
BEDULLI D. 136
BELCARI P. 726
BELLO G. 90
BELLUSCIO A. 327 - 339
BELMONTE G. 253 - 365
BELVEDERE P. 421
BENELLI M. 203
BERILLI F. 611
BIAGI F. 299 - 614
BIANCHI C.N. 117
BISOL P.M. 574
BOERO F. 117 - 253 - 365 - 537
BOMBACE G. 439
BONANNO A. 814
BONO G. 661
BORTOLUSSI M. 421
BOZZATO G. 390 - 413
BRUNO R. 670 - 674
BUIA M.C. 527
BUSSOTTI S. 347

C

CACUCCI M. 317 - 721
CAGNONI S. 376
CALDERAZZO F. 390
CAMMAROTO S. 674
CAMPAGNUOLO S. 765 - 852
CAMPISI S. 567
CAMPOLMI M. 357 - 738 - 741
CANALI M.G. 179
CANESE S. 481
CANNALIRE M. 758
CANNAVÒ G. 713
CANNIZZARO L. 661 - 768 - 797
CARAPPA S. 794
CARBONARA P. 665
CARDELLINI P. 413
CARLUCCI R. 702
CARNIMEO D. 772
CAROPPO C. 239
CARPENÈ E. 534
CARTEI P. 41
CARUSO G. 27
CARUSO M. 846
CASAVOLA N. 56
CASINI S. 465 - 800
CASTELLI A. 631
CASTRIOTA L. 530 - 826 - 852

CATALANO D. 846
CATALANO E. 668
CATTANEO-VIETTI R. 136
CATTANI O. 47 - 534
CAVALLO R.A. 775
CAVALLONI B. 222
CECCARELLI R. 450
CECCHERELLI G. 631
CECCHERELLI V.U. 164 - 343
CECCHI A. 836
CECI E. 850
CEFALI A. 670 - 674
CELIBERTI M.E. 537
CERASI S. 683
CHEMELLO R. 540 - 561
CHESSA L.A. 504 - 638 - 657
CHIANTORE M. 136
CHIMENZ C. 331 - 351
CHIODO G. 750
CHIURCO R. 634
CIATTAGLIA A. 491 - 508
CICERO A.M. 780
CIMA C. 63
CINELLI F. 600
COLANGELO M.A. 164 - 343
COLELLA S. 545
COLLOCA F. 683 - 718
COLOMBO L. 390 - 421
COMASCHI A. 222
CORNI M.G. 47
CORRAO A. 794
CORRIERO A. 686
CORSI I. 800
CORSOLINI S. 109 - 465 - 800
CORTESI P. 534
COSSU A. 557
COSTA A. 450
COSTANZO G. 738
COZZOLINO G. 484
CREMA R. 144
CREO C. 785
CRESCENTI N. 738
CURATOLO A. 488 - 843
CUTTITTA A. 524

D

D'AMELIO V. 488 - 494 - 843
D'ANDREA F. 768
D'ANNA G. 72 - 354 - 367
D'ONGHIA G. 690
D'UGGENTO A. 196
DALLA VALLE L. 421
DALLA VENEZIA L. 618
DAMIANO M.T. 171
DE BIASI A.M. 583
DE LIBERATO C. 611
DE LUCIA MORONE M.R. 542
DE METRIO G. 317 - 686 - 721
DE RANIERI S. 596 - 710 - 726
DE RUGGIERI P. 791
DE ZIO V. 839
DELLA TOMMASA L. 362
DENITTO F. 362
DESANTIS S. 686
DI BELLA C. 794
DI BITETTO M. 450 - 491 - 508
DI CAVE D. 611
DI MARTINO V. 540
DI PALMA M.G. 794
DI STEFANO M. 797
DINACCI N. 407
DIVIACCO G. 596
DONADIO F. 772
DOS SANTOS A. JR. 433

E

EVANGELISTA A.J. 433

F

FABBROCINI A. 407
FABI G. 439
FAIMALI M. 284
FANELLI G. 253 - 365
FAZIO G. 71
FENIZIA C.M. 631
FERRARI C.R. 47
FERRARI M. 563
FIOCCA A. 239 - 620
FIORENTINO F. 308

FOCARDI S. 109 - 465 - 800
FONDA UMANI S. 117 - 634
FOSSI M.C. 465 - 603 - 800
FRANCESCON A. 390 - 413
FRANCHI E. 109
FRASCHETTI S. 273
FROGLIA C. 100 - 290 - 545

G

GABELLINI M. 780
GALINDO REYES G. 618
GALLO D'ADDABBO M. 542
GAMBACCINI S. 229 - 614
GAMBI M.C. 336 - 549 - 553
GANCITANO S. 661 - 797
GARIBALDI F. 63
GAZALE V. 557
GENOVESE L. 514
GENTILONI P. 327 - 339
GERMANO R. 718
GHIONDA D. 758
GIACOBBE S. 136
GIANGRANDE A. 273 - 365
GIANGUZZA P. 561 - 668
GIANNERINI S. 450
GIORDANO A. 627
GIORDANO D. 80 - 807
GIORDANO P. 785
GIOVANARDI O. 581 - 718
GIULIANI S. 583
GIUSTO G.B. 811
GRAMITTO M.E. 100
GRATI F. 439
GRAVILI C. 362
GRAVINA M.F. 327 - 331 - 339
GRECO S. 80 - 97
GRIMALDI DE ZIO S. 542
GROSSO M. 785
GUARINO S.M. 603
GUCCI R. 450
GUERRINI A. 164 - 343
GUGLIELMO L. 738 - 741
GUIDETTI P. 347 - 549
GUNNELLA F. 488

H

HAJDERI E. 56 - 745 - 748
HAUSER S. 846
HUYS R. 591

I

IACONO A. 407
IAFFALDANO D. 697
INNAMORATI M. 35 - 41 - 203
ISANI G. 534
IZZO G. 785

J

JERACE S. 136
JEREB P. 814

L

LA BELLA G. 818
LA FERLA R. 750
LA VALLE P. 351
LABATE M. 686
LACALANDRA G. 484
LACONI F. 481
LEMBO G. 665
LENZI M. 450
LENZI F. 600
LEONARDI M. 27 - 136 - 606
LEONZIO C. 465 - 800
LIBERTINI A. 390
LIGIOS L. 504
LIPARI R. 354 - 524
LO CAPUTO S. 791
LOMBARDO I. 581

M

MAFFEI M. 517
MAGAZZÙ G. 239 - 651
MAIMONE G. 357
MAIORANO P. 690 - 729
MALTAGLIATI F. 631
MANCA M. 718
MANGABEIRA F. C. 433
MANTOVANI C. 834

MANZUETO L. 718
MARANO C.A. 196
MARANO G. 1 - 56 - 748
MARCATO S. 401 - 574
MARCOTRIGIANO G.O. 850
MARICCHIOLO G. 514
MARRA P. 651
MARSAN R. 694 - 697
MARTINCIC B. 634
MARTINO G. 791
MARTINO M. 694
MARZANO M.C. 694 - 697
MASTROTOTARO F. 702
MATARRESE A. 702 - 829
MATTEI N. 450
MAZZOCCHI M.G. 12 - 246 - 324
MAZZOLA A. 357 - 738 - 846
MAZZOLA S. 606
MECOZZI M. 583
MELE S. 651
MELILLO C. 41
MELLEY A. 35 - 203
MENCONI M. 631
MERELLO S.E. 154
MESSINA C. M. 494 - 843
MICALE V. 514
MIETTI N. 517
MIGLIETTA A. 253
MIGLIETTA M.P. 362
MILANI C. 706
MILILLO M. 758
MINELLI D. 834
MINGAZZINI M. 754
MINNITI F. 670
MINOIA P. 484
MISITI S. 481
MODICA A. 818 - 843
MOKHAMER E.M. 611
MOLINARI A. 185
MONACI F. 465 - 800
MONARI M. 47 - 534
MONTANARI M. 563
MORARA U. 811 - 814
MORETTI F. 481
MORI M. 710
MORLINO R. 780
MORRI C. 117
MURA M. 567 - 570

N

NASCIMENTO I.A. 433
NASSI M. 390
NICOLETTI L. 331
NUCCIO C. 35 - 203

O

OLIVERIO M. 351
OLIVIERI G. 534
OLMASTRONI S. 109
ONORATI F. 583
ONORATO L. 754
ORECCHIA P. 611
ORRÙ F. 570
ORSI RELINI L. 63 - 308
OSTELLARI L. 401 - 574

P

PAGLIARA P. 362 - 537
PAGLIARA T.M. 473
PAIS A. 504 - 638
PALANDRI G. 63
PANETTA P. 690
PANZA M. 690
PANZERI A. 545
PAPARELLA P. 646 - 822
PAPERNA I. 381
PARRINO S. 750
PASTORE M. 239 - 253
PASTORELLI A.M. 1 - 839
PATARNELLO T. 401
PATI A.C. 365
PATTI F. 514
PATTI F.P. 336 - 577
PELLEGRINI D. 583 - 596
PELOSI S. 407 - 497
PENZO E. 401
PEPE P. 367 - 524
PERDICHIZZI F. 80 - 807
PERRI F. 729

PERRUCCI G. 522
PESSANI D. 171
PETROCELLI A. 527
PEZZINO T. 826
PIASCO A. 171
PIATKOWSKI U. 260
PICCARDI R. 203
PIETANZA R. 542
PIPITONE C. 765
PIRAINO S. 537
PISCITELLI G. 829 - 859
PIVA P. 517
PIZZICORI P. 765 - 768
POLENTA R. 290
PORTINCASA F. 772
POTOSCHI A. 713
PRANOVI F. 581
PREVEDELLI D. 500
PRIANO F. 136
PRIOLI G. 517
PUGLISI A. 357
PULCINI M. 583 - 596

Q

QUAGLIA A. 834

R

RAGONESE S. 811 - 814
RANA K. 481
RASSOULZADEGAN F. 371
RATTO A. 522
RAVAGNAN G.P. 450
RELINI G. 154 - 185 - 308
RELINI M. 63 - 185 - 641
RIGGIO S. 561
RIGHINI P. 836
RINELLI P. 80 - 97
RISMONDO A. 376
RIVAS G. 494 - 545
RIZZI C. 775
RIZZI E. 232
RIZZO P. 661 - 797
ROMANELLI M. 718
ROMANO E. 596
ROMEO T. 713
ROSITANI L. 772 - 839
ROSSINI M. 772
RUBINO F. 253
RUSSO G. 627 - 794
RUSSO G.F. 577

S

SALVI C. 634
SAMBATI A. 620
SAMMARCO P. 239 - 620
SANCHEZ-HERNANDEZ J. C. 800
SANSONE G. 407 - 439 - 522
SANTAMARIA N. 721
SANTULLI A. 488 - 494 - 843
SARÀ G. 357 - 561- 846
SARACINO O.D. 253 - 365 - 527
SARTOR P. 726
SAVELLI C. 465
SBRANA M. 710
SCARDI M. 504
SCARTON F. 376
SCHIAPARELLI S. 136
SCHIAVONE R. 497
SCUDERI D. 284
SELLI A. 47
SERRA S. 504 - 638
SETTI M. 500
SIGNORELLI M. 644
SIGNORINI A. 785
SILECCHIA T. 665
SILVESTRI C. 785
SILVESTRI R. 864
SION L. 317 - 721
SITRAN R. 371
SOCAL G. 222
SOLARI L. 563
SOLAZZI A. 214
SOLIMENO P. 450
SOMASCHINI A. 339
SORIANO N. 829
SPAGNOLO A. 439
SPANO' N. 80 - 97 - 136
SPEDICATO M.T. 665

STABILI L. 775
STORELLI C. 473
STORELLI M.M. 850
STUCCHI M. 785
SUNSERI G. 530 - 826 - 852

T

TAGLIAPIETRA D. 373 - 376
TERLIZZI A. 284 - 553
TIRELLI T. 171
TODARO M.A. 587 - 591
TORCHIA G. 154- - 185 - 641
TORRE R. 674
TOTTI C. 214
TROVARELLI L. 843
TURSI A. 729

U

UGOLINI E.R. 508
UGOLINI R. 491
UNGARO N. 1 - 196 - 694 - 697

V

VACCARELLA R. 646 - 822 - 855
VACCHI M. 117
VADRUCCI M.R. 473 - 651
VAGLIO A. 859
VALENTINI A. 144
VANNUCCI A. 600
VAROTTO V. 401
VENEZIA F. 846
VENTURELLI G.758
VESCHETTI E. 780
VIANELLO S. 421
VILLAGRANA LIZARRAGA C. 618
VILLANI P. 407 - 497
VIOLANI C. 627 - 668
VIRNO LAMBERTI C. 583 - 596
VITALE L. 657
VITALI G. 47 - 534
VIVONA P. 530 - 826
VLORA A. 839
VOLIANI A. 864

Y

YANNOPOULOU A. 686

Z

ZACCHI G. 869
ZACCONE R. 27
ZAGAMI G. 71 - 738 - 741
ZAMBONI A. 308 - 644
ZANE L. 401
ZANELLA S. 413
ZAVA B. 627 -668 - 794
ZAZZETTA M. 299 - 614 - 734
ZONNO V. 473 - 651
ZOPPINI A.M. 750
ZUNARELLI VANDINI R. 500
ZUPO V. 12

FINITO DI STAMPARE NEL MESE DI OTTOBRE 1998

Erredi Grafiche Editoriali - Via Trensasco, 11 - Genova